Gouvernement du Canada
Government of Canada

RAPPORT SUR L'ÉVALUATION DES CONTAMINANTS DANS L'ARCTIQUE CANADIEN

Santé humaine

2017

Canada

RAPPORT SUR L'ÉVALUATION DES CONTAMINANTS DANS L'ARCTIQUE CANADIEN

Santé humaine 2017

Éditeur principal – Meredith S. Curren (Santé Canada)

Équipe de rédaction – Meredith S. Curren (Santé Canada), Shawn Donaldson (Santé Canada), Mark Feeley (Santé Canada), Eric Loring (Inuit Tapiriit Kanatami), Sarah Kalhok (Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada), Constantine Tikhonov (Santé Canada), Scott Tomlinson (Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada), Michele Wood (Gouvernement du Nunatsiavut)

Groupe consultatif du Nord - Lilliane Kydd (Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada-Région du Nunavut), Michele Leblanc-Havard (Gouvernement du Nunavut, Département de Santé), Romani Makkik (Nunavut Tunngavik Incorporated), Linna O'Hara (Gouvernement du Territoires du Nord-Ouest, Département de Santé et Services Sociaux), Pat Roach (Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada- Région du Yukon), Tom Sheldon (Gouvernement du Nunatsiavut)

Pour obtenir de plus amples renseignements sur les droits de reproduction, veuillez communiquer avec : CommunicationsPublications@canada.ca

www.science.gc.ca/plcn
1 800 567-9604
ATS seulement 1-866-553-0554

QS-8648-300-FF-A1
Catalogue : R74-2/4-2017F-PDF
ISBN : 978-0-660-08173-1

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018.

Cette publication est également disponible en anglais sous le titre : Canadian Arctic Contaminants Assessment Report - Human Health 2017

Table des matières

Chapitre 1 : Introduction 2

1.1 Qu'est-ce que le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord? 2
1.2 Quels sont les contaminants préoccupants visés par le PLCN? 3
1.3 Quels sont les résultats de recherches sur la santé humaine et de surveillance à ce jour? 4
1.4 Quel est l'objectif de la présente évaluation? 6

Bibliographie du chapitre 1 8

Chapitre 2. Exposition aux contaminants dans le Nord canadien 10

2.1 Aliments traditionnels et contaminants 10
2.2 Biosurveillance humaine dans le nord du Canada 13
2.2.1 Mesurer les contaminants dans le corps humain 13
2.2.1.1 Facteurs à prendre en considération relativement à l'échantillonnage 13
2.2.1.2 Répartition dans le corps humain 14
2.2.2 Introduction à la biosurveillance dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord 15
2.2.3 Polluants organiques persistants et métaux chez les Inuits adultes 20
2.2.4 Tendances temporelles chez les femmes inuites enceintes et les enfants du Nunavik 23
2.2.5 Dépassements par rapport aux recommandations sur les concentrations de mercure et de plomb dans le sang 28
2.2.6 Comparaison entre le nord et le sud du Canada 30
2.2.7 Biosurveillance de la population dans le nord du Canada 35
2.2.7.1 Étude sur le mercure à Tulita 35
2.2.8 Partenariats efficaces connus pour la biosurveillance dans le nord du Canada 36
2.2.8.1 Biosurveillance dans les régions du Dehcho et du Sahtu 36
2.3 Méthodes pour évaluer l'exposition humaine aux contaminants 39
2.3.1 Approches complémentaires pour décrire les expositions humaines : dose interne ou externe 39
2.3.2 Introduction à la modélisation mécaniste 42
2.3.3 Modèles mécanistes des expositions aux contaminants des populations autochtones de l'Arctique 43
2.3.4 Utilisation de modèles mécanistes pour décrire les expositions aux contaminants dans le Nord 46
2.3.4.1 Créer de nouveaux modèles pour prévoir les contaminants qui entrent dans la chaîne alimentaire arctique 46
2.3.4.2 Cerner de nouveaux produits chimiques préoccupants à usage commercial dans la chaîne alimentaire arctique 47
2.3.4.3 Comparer l'exposition aux contaminants dans le Nord à celle du Sud 48
2.3.4.4 Comprendre pourquoi les niveaux de contaminants sont en baisse chez les humains vivant dans l'Arctique 51
2.3.4.5 Explorer les effets d'une transition alimentaire sur l'exposition humaine aux contaminants 52
2.3.4.6 Comprendre et utiliser les données de biosurveillance 53
2.3.4.7 Comprendre les relations entre l'exposition des enfants et les conséquences sur la santé 54

2.3.5 Évaluation des modèles mécanistes d'exposition aux contaminants chez les populations autochtones de l'Arctique 55

Références bibliographiques – chapitre 2 57

Chapitre 3. Résultats sur la santé liés à l'exposition aux contaminants dans l'Arctique canadien 66

3.1. Introduction 66
3.2. Résultats sur la santé chez les enfants 68
3.2.1. Croissance fœtale et infantile 68
3.2.2. Vision 69
3.2.3. Fonction intellectuelle et développement cognitif 70
3.2.4. Comportement des enfants 72
3.2.5. Fonction cardiaque et pression artérielle 73
3.2.6 Fonction immunitaire 74
3.3. Résultats de santé pour les adultes 74
3.3.1. Effets cardiovasculaires 74
3.3.2. Effets endocriniens 78
3.3.2.1. Glande thyroïde 78
3.3.2.2. Récepteur aryl-hydrocarbone 79
3.3.2.3. Effets sur les os 81
3.3.2.4. Effets cancérogènes 82

Références bibliographiques - chapitre 3 83

Chapitre 4 : La gestion des produits chimiques, la gestion des risques et les communications au sujet des contaminants 91

4.1 Aperçu des processus d'évaluation et de gestion des produits chimiques au Canada 91
4.2 Plan de gestion des produits chimiques 93
4.3 Communications au sujet des contaminants au niveau national 96
4.4 Aperçu des communications sur les contaminants dans l'Arctique canadien 97
4.5 Gestion des produits chimiques et communications sur les contaminants au niveau régional 98
4.5.1 Nunatsiavut 98
4.5.1.1 Exemple de communication sur les contaminants au Nunatsiavut : Enquête sur la santé des Inuits au Nunatsiavut 99
4.5.2 Nunavik 99
4.5.2.1 Exemples de communications sur les contaminants au Nunavik 100
4.5.3 Nunavut 101
4.5.3.1 Exemple de communication sur les contaminants au Nunavut : l'Étude sur la santé des Inuits au Nunavut 102
4.5.4 Yukon 103
4.5.4.1 Exemples de communication sur les contaminants au Yukon 103
4.5.5 Territoires du Nord-Ouest 105
4.5.5.1 Exemples de communication sur les contaminants dans les T.N.-O 107

4.6 La gestion des chimiques et les communications au niveau international 109
4.6.1 La Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants et le Comité d'étude des POP 109
4.6.2 Expériences de communication au niveau international sur les contaminants ayant trait à l'Arctique 113

Références bibliographiques - chapitre 4 117

Chapitre 5 : Conclusions de l'évaluation RECAC-IV sur la santé humaine 121

5.1 Conclusions pour le chapitre 2 121
5.1.1 Principales constatations 121
5.1.2 Lacunes en matière de connaissances et orientations futures 125

5.2 Conclusions pour le chapitre 3 127
5.2.1 Conclusion générale 127
5.2.2 Lacunes en matière de connaissances et orientations futures 127

5.3 Conclusions pour le chapitre 4 130
5.3.1 Principales constatations 130
5.3.2 Lacunes en matière de connaissances et orientations futures 132

Références bibliographiques – chapitre 5 134

Avant-propos

Le Programme de lute contre les contaminants dans le Nord (PLCN) est heureux de présenter le Rapport sur l'évaluation des contaminants de l'Arctique canadien - Santé humaine 2017. Cette publication est un résumé canadien spécifique d'un rapport du Conseil de l'Arctique et du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Artic (PSEA) sur la santé humaine dans l'Arctique, publié en 2015. Ce rapport contient également du contenu non présenté dans le rapport du PSEA, y compris une discussion importante sur la communication des risques et le régime de gestion des produits chimiques au Canada. L'intention de ce rapport est de fournir une évaluation complète des contaminants dans l'Arctique canadien et l'impact qu'ils ont sur la population de l'Arctique canadien.

L'information présentée dans ce rapport couvre la gamme de la santé humaine liée aux contaminants dans l'Arctique canadien. Cela comprend un examen des aliments traditionnels et du régime alimentaire du Nord, de l'exposition humaine et des niveaux de contaminants, les résultats de santé liés à l'exposition aux contaminants et la communication sur les contaminants.

Géré par Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord Canada, le PLCN, créé en 1991, est un effort coopératif impliquant les ministères fédéraux de la Santé, de l'Environnement et du Changement climatique, et les Pêches et Océans, les trois gouvernements territoriaux, les gouvernements du Nunavik et Nunatsiavut, les organisations autochtones du Nord et les réseaux académiques clés. Le PLCN coordonne la surveillance et la recherche des contaminants du Nord à l'échelle nationale et fournit la recherche nécessaire pour agir à l'échelle internationale. Le PLCN traite des préoccupations concernant l'exposition à des niveaux élevés de contaminants dans les espèces de poissons et d'espèces fauniques qui sont importantes pour les régimes traditionnels des peuples autochtones du Nord.

Le PLCN est considéré comme un programme modèle pour mener des activités de surveillance et de recherche dans le Nord de manière qui engage les organisations et les communautés autochtones dans tous les aspects du programme, des décisions de gestion concernant l'orientation du programme, ainsi que la surveillance communautaire des espèces fauniques. Néanmoins, après 25 années de réussite, le PLCN trouve toujours des moyens d'améliorer et de mieux servir les communautés indigènes de l'Arctique. Au cours des dernières années, cela a engendré des efforts accrus pour élargir la surveillance de la santé humaine dans l'Arctique canadien afin de s'assurer que les résidents et les autorités sanitaires disposent de l'information la plus récente sur l'exposition aux contaminants afin de prendre des décisions éclairées sur leur santé, ainsi que elur politique sur la santé. Au fur et à mesure que le PLCN se tournera vers l'avenir, les connaissances traditionnelles et la coproduction de nouvelles connaissances continuera d'informer les stratégies de communication afin de s'assurer que les résidents de l'Arctique ont une compréhension plus holistique de la façon dont les contaminants et autres facteurs de stress environnementaux affectent leur environnement et leurs communautés.

De plus amples renseignements sur le Programme de lute contre les contaminants dans le Nord sont disponibles sur le site Web du PLCN à www.science.gc.ca/ncp.

Merci à tous ceux qui ont contribué à ce rapport.

aadnc.plcn-ncp.aandc@canada.ca

Résumé

Introduction

Le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) a entrepris cette évaluation pour répondre aux préoccupations concernant les risques potentiels pour la santé humaine associés à l'exposition à des contaminants environnementaux d'un régime qui inclut les aliments traditionnellement préparés et récoltés des écosystèmes nordiques locaux. Les aliments traditionnels, également connus sous le nom de nourriture de campagne, sont essentiels au bien-être social, culturel, économique et spirituel des Inuits, des Dénés et des Métis dans le Nord et, pour beaucoup, sont essentiels à leur sécurité alimentaire globale.

Ce rapport constitue la quatrième évaluation de la santé humaine dans le cadre du Rapport sur l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien qui résume l'état des connaissances sur les contaminants et la santé humaine dans le nord du Canada. L'objectif général de ce rapport est de fournir les connaissances les plus récentes sur les tendances de l'exposition aux contaminants dans le nord du Canada, sur les méthodes de description de ces expositions humaines, sur les résultats potentiels liés à la contamination des contaminants, et sur la gestion et la communication des contaminants concernant les populations autochtones vivant dans le nord du Canada.

Les aliments traditionnels et la diète nordique

Les aliments traditionnels tels que les mammifères marins, les poissons, les animaux terrestres et les oiseaux sont des choix alimentaires nutritifs pour les enfants et les adultes vivant dans le nord du Canada. Lorsque les régimes alimentaires du Nord comprennent les aliments traditionnels, les apports de protéines et de nombreux nutriments diététiques ont tendance à être plus élevés. Ceci est particulièrement important pour les jeunes et les enfants. La collecte d'aliments traditionnels a également des avantages économiques. Pour les personnes ayant accès à l'équipement de chasse et de pêche, ces aliments sont souvent plus abordables que les aliments de marché. Cependant, le régime actuel des Inuits dans l'Arctique est sous-optimal, où environ un quart à un tiers du total des calories consommées viennent d'aliments riches en sucre et de boissons. Bien que l'utilisation des aliments par les pays soit culturellement spécifique et varie considérablement dans l'Arctique, la tendance générale montre que les jeunes générations consomment moins d'aliments traditionnels que leurs aînés.

Les aliments traditionnels peuvent aussi être une source principale d'exposition aux contaminants environnementaux dans le Nord. Le choix du régime alimentaire dans le nord du Canada, et donc l'étendue de l'exposition aux contaminants provenant des aliments traditionnels, est une question complexe car les avantages substantiels de la collecte et de la consommation d'aliments traditionnels peuvent être compensés par les préoccupations relatives aux contaminants. Les substitutions alimentaires peuvent aider les habitants du Nord à réduire l'exposition aux contaminants. Par exemple, dans le cas du mercure, la substitution d'aliments traditionnels riches en mercure pour d'autres moins riches en mercure est un moyen de réduire la consommation de mercure tout en favorisant

la consommation de nutriments importants comme le sélénium et les oméga-3. Il est essentiel que les substitutions alimentaires et les stratégies d'intervention soient conçues au niveau régional pour s'assurer qu'elles sont pertinentes pour les différentes sources de contaminants, les préférences alimentaires et les scénarios de disponibilité alimentaire pour les gens du nord du Canada.

Exposition humaine et niveaux de contaminants

Les résultats de cette évaluation montrent que les niveaux de POP ont diminué jusqu'à 80 p. 100 au cours des 20 années (1992 à 2013) que les contaminants ont été mesurés dans des échantillons de sang de femmes inuites du Nunavik. Dans le même temps, les concentrations sanguines de mercure total et de plomb ont diminué d'environ 60% chez ces femmes enceintes. La proportion des femmes enceintes inuites (et des femmes inuites en âge de procréer) du Nunavik dépassant la valeur provisoire du guidage sanguin provisoire pour le méthylmercure a diminué globalement depuis 1992. De même, la proportion de ces femmes qui dépassent le niveau d'intervention dans le sang et la ligne directrice Pour le plomb dans le sang total des femmes enceintes a diminué régulièrement avec le temps au Nunavik, avec des dépassements approchant zéro depuis 2004.

On s'attend généralement à ce que les différences dans les charges corporelles des contaminants reflètent habituellement des différences dans les modes de vie traditionnels et surtout dans les habitudes alimentaires. Lorsque les données sur le sang ont été examinées chez les femmes inuites en âge de procréer du nord du Canada, les concentrations de POP et de métaux étaient généralement plus élevées chez les Inuits des collectivités côtières du Nunavik (nord du Québec) et du Nunavut où les mammifères marins étaient plus susceptibles d'être consommés, comparativement aux Inuits de Nunatsiavut (dans le nord du Labrador) et de la région désignée des Inuvialuit (dans les Territoires du Nord-Ouest). Au cours de l'Enquête sur la santé des Inuits menée en 2007-2008, les hommes inuits ont déclaré manger de plus grandes portions d'aliments traditionnels et ont mangé ces aliments plus fréquemment que les femmes inuites. De plus, les aînés mangeaient souvent plus de nourriture traditionnelle que les adultes plus jeunes. Lorsque les contaminants ont été mesurés dans le sang des participants à l'Enquête sur la santé des Inuits, les charges corporelles de nombreux POP et métaux étaient fréquemment plus élevées chez les hommes inuits que chez les femmes inuites, souvent jusqu'à deux ou trois fois plus. Les personnes plus âgées avaient tendance à avoir des charges corporelles plus élevées que celles des jeunes.

Les études de modélisation mécaniste peuvent aider à expliquer les résultats des études nordiques en simulant l'exposition des populations indigènes de l'Arctique aux contaminants. Certaines études de modélisation mécaniste ont observé que le principal déterminant de certaines relations entre la charge corporelle et l'âge est le temps écoulé depuis le pic d'exposition pour les contaminants à vie longue dont la production et l'utilisation font l'objet d'accords internationaux, comme les BCP. Ces tendances de l'âge sont souvent plus prononcées chez les populations arctiques, étant donné que les générations plus âgées de gens du Nord ont tendance à avoir un apport alimentaire plus élevé que les générations plus jeunes, ce qui implique une consommation plus élevée de contaminants tout au long de la vie. Des études de modélisation mécaniste ont également prédit que les Inuits vivant dans le nord du Canada pourraient avoir des expositions POP potentiellement plus importantes en raison de la présence de certains mammifères marins dans leur alimentation.

Ces résultats des études de modélisation mécaniste peuvent aider à expliquer l'observation selon laquelle les niveaux de plusieurs POP (et aussi quelques métaux) étaient généralement deux à onze fois plus élevés chez les hommes et les femmes inuits de l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) et de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004) par rapport à la population canadienne dans le sud du Canada (2007-2009). Les résultats de l'Étude sur le développement de l'enfant au Nunavik indiquent également que les enfants inuits du Nunavik ont connu des expositions plus élevées au mercure et au plomb que les enfants de la population canadienne en général entre 2000 et 2009.

Travaux futurs dans les études d'exposition

Les études nordiques ont observé que le foetus en développement est sensible à certaines expositions aux contaminants et qu'il existe une préoccupation constante en ce qui concerne les expositions au mercure en particulier. Certains aliments traditionnels sont des sources diététiques importantes de mercure, les poissons prédateurs et des parties spécifiques des mammifères marins en particulier, mais bon nombre de ces aliments traditionnels sont également riches en sources de sélénium et d'autres nutriments. Bien que l'on ait déterminé les tendances temporelles des contaminants chez les femmes inuites du Nunavik grâce à l'échantillonnage continu du sang maternel, des études supplémentaires sont nécessaires pour déterminer les tendances des contaminants chez les femmes en âge de procréer et les femmes enceintes des trois autres régions inuites. La co-location des études de biosurveillance chez les personnes et les animaux sauvages est également encouragée, car cela permettrait aux chercheurs de créer des liens directs entre les expositions spécifiques sur place et les charges corporelles mesurées.

Il y a aussi un manque de connaissances sur l'importance de consommer des aliments traditionnels spécifiques qui peuvent contenir de fortes concentrations de mercure. La prise en compte continue des intérêts des collectivités du Nord au cours des futures études portant sur les contaminants présents dans les aliments traditionnels garantira que ces expositions spécifiques font l'objet d'une enquête dans le contexte de la question de l'exposition régionale. De plus, cette approche permettrait de s'assurer que toutes les questions importantes liées à la santé, au régime alimentaire ou aux contaminants seront traitées avec les communautés dans le contexte de la santé culturelle le plus approprié.

Certaines recherches indiquent que les aliments traditionnels ne sont peut-être pas la seule source d'exposition aux contaminants pour les habitants du Nord. Les voies d'exposition aux PBDE (un groupe de produits chimiques utilisés comme ignifugeants) semblent varier à travers l'Arctique, et l'association entre les concentrations de PBDE dans le sang humain et la consommation d'aliments traditionnels n'est pas claire. La contribution des sources alimentaires et non diététiques aux expositions aux PBDE dans le nord du Canada justifie une étude plus approfondie afin d'améliorer la compréhension des expositions aux PBDE des aliments traditionnels par rapport à d'autres sources, comme la poussière à la maison.

Comme on l'a noté dans les évaluations précédentes, le cadmium est également une exception, où les hommes et les femmes inuits ont présenté des concentrations sanguines similaires dans chacune des quatre régions inuites du Nord. Le tabagisme, une source importante d'exposition au cadmium, était très répandu parmi les participants de l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) et de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004), avec environ 70% des personnes étant fumeurs. Les

concentrations de cadmium dans le sang parmi les participants à l'étude non-fumeurs de l'Enquête sur la santé des Inuits étaient environ 3 à 10 fois inférieures à celles de la population générale inuite. Des efforts soutenus en faveur de la campagne antitabac sont nécessaires pour aborder cette question de santé publique en cours.

L'identification et les mesures de nouveaux produits chimiques dans le commerce qui pourraient être transportés dans l'Arctique et bioaccumulées dans la faune et la population du Nord sont des besoins de recherche continus qui nécessiteront des investissements de ressources substantiels pour s'assurer que les méthodes sont disponibles pour mesurer ces produits chimiques chez les gens. L'expansion de la biosurveillance dans le Nord pour inclure les produits chimiques qui sont étudiés dans le cadre d'autres programmes nationaux appuierait les efforts de santé publique des groupes de gestion des risques, permettrait potentiellement l'examen des expositions chimiques provenant de sources locales et, plus globalement, fournir une meilleure compréhension du profil complet d'exposition chimique des populations du Nord.

En général, l'interprétation des niveaux humains de contaminants est une entreprise complexe qui nécessite souvent l'utilisation d'outils informatiques pour améliorer la compréhension des données issues des études d'exposition. Il existe de nombreuses applications possibles de ces outils dans l'Arctique qui peuvent aider les gens du Nord à gérer les risques d'exposition et à faire des choix diététiques éclairés. L'investissement continu de ressources pour le développement d'outils informatiques appropriés est encouragé.

Résultats sur la santé liés aux expositions aux contaminants

La mesure des concentrations élevées de contaminants chez les habitants du Nord a soulevé des inquiétudes, car beaucoup de ces contaminants environnementaux répandus sont connus pour leurs effets néfastes sur le développement neurologique. En réponse à cette préoccupation, plusieurs études prospectives de cohortes longitudinales chez des femmes enceintes, des nourrissons et des enfants ont été conduites dans le monde, certaines sur les populations arctiques pour évaluer les effets des expositions prénatales au mercure, aux BPC et au plomb.

Dans cette évaluation, de nombreuses constatations clés concernant les effets des expositions de contaminants prénatals sur la santé de l'enfant au Canada proviennent de l'Étude sur le développement de l'enfant au Nunavik, une étude de cohorte prospective mère-enfant. Entre 2005 et 2010, près de 300 enfants de onze ans au Nunavik ont subi des tests de croissance, de développement visuel, moteur, cognitif et comportemental. Des comparaisons ont été faites avec les résultats de cette cohorte obtenus à un âge plus jeune et aussi avec les résultats rapportés dans des études de cohorte d'enfants dans d'autres pays de l'Arctique circumpolaire.

En outre, les résultats des effets des contaminants sur les résultats pour la santé des adultes dans le nord du Canada proviennent principalement de deux enquêtes transversales sur la santé réalisées au Nunavik en 1992 et 2004. Certaines données préliminaires sont également disponibles dans l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) dans les trois autres régions inuites du Nord au Canada.

Les résultats de l'Étude sur le développement de l'enfant au Nunavik suggèrent que la composition des congénères de BCP chez les personnes vivant dans le nord du Canada pourrait avoir moins de

toxicité que dans les populations du sud. Avec la mise en oeuvre de la Convention de Stockholm, les concentrations de BCP dans l'environnement devraient maintenant diminuer. Les effets combinés de ces deux facteurs pourraient changer la préoccupation de l'exposition aux BPC sur la santé des habitants du Nord à l'avenir. Des études sur la santé qui examinent les expositions en cours et futures des BPC aux populations autochtones du Nord canadien pourraient confirmer ces hypothèses.

Parallèlement, certains contaminants nouveaux et émergents, comme le SPFO et les PBDE, se retrouvent maintenant dans le biote de l'Arctique et chez les humains. Il existe des preuves préliminaires que les deux groupes de produits chimiques ont des effets potentiels sur la thyroïde et le système endocrinien. Les études du PLCN qui incluent les contaminants nouveaux et émergents permettront au PLCN d'évaluer si la prochaine génération de produits chimiques pourrait devenir un problème de santé dans le Nord.

De nouvelles données relatives au rôle du mercure et des POP sur les facteurs de risque de maladies cardiovasculaires recueillies dans plusieurs études transversales menées dans l'Arctique circumpolaire ont également été incohérentes. Ces incohérences peuvent être dues au nombre relativement faible d'échantillons recueillis au cours de chaque étude séparée; Cependant, la combinaison des ensembles de données peut fournir plus de puissance pour élucider les effets potentiels des contaminants sur la santé. De plus, les études circumpolaires à l'extérieur du Canada ont examiné les associations entre le diabète de type 2 et les expositions aux POP. Il est recommandé que les études canadiennes examinent également cette association

Il est de plus en plus évident que certaines formes chimiques de sélénium trouvées dans les aliments traditionnels (avec des concentrations naturellement élevées de sélénium) peuvent être de toxicité plus faible que les autres formes chimiques de sélénium qui se trouvent souvent dans les suppléments diététiques de sélénium, dans l'eau potable ou dans les milieux professionnels . Des recherches supplémentaires sont nécessaires sur les formes chimiques du sélénium présent dans les régimes nordiques traditionnels riches en sélénium. Alors que le sélénium est un nutriment essentiel pour la santé humaine, il peut également être toxique à des expositions élevées, conduisant à la sélénose. Cependant, dans certains cas, le sélénium s'est avéré être un cofacteur bénéfique pour le mercure et les effets du POP sur le risque de maladie cardiovasculaire. La sélénose n'a pas été spécifiquement observée ou surveillée chez les populations inuites canadiennes. Les avantages et les risques potentiels d'une consommation élevée de sélénium d'un régime traditionnel méritent une enquête plus approfondie.

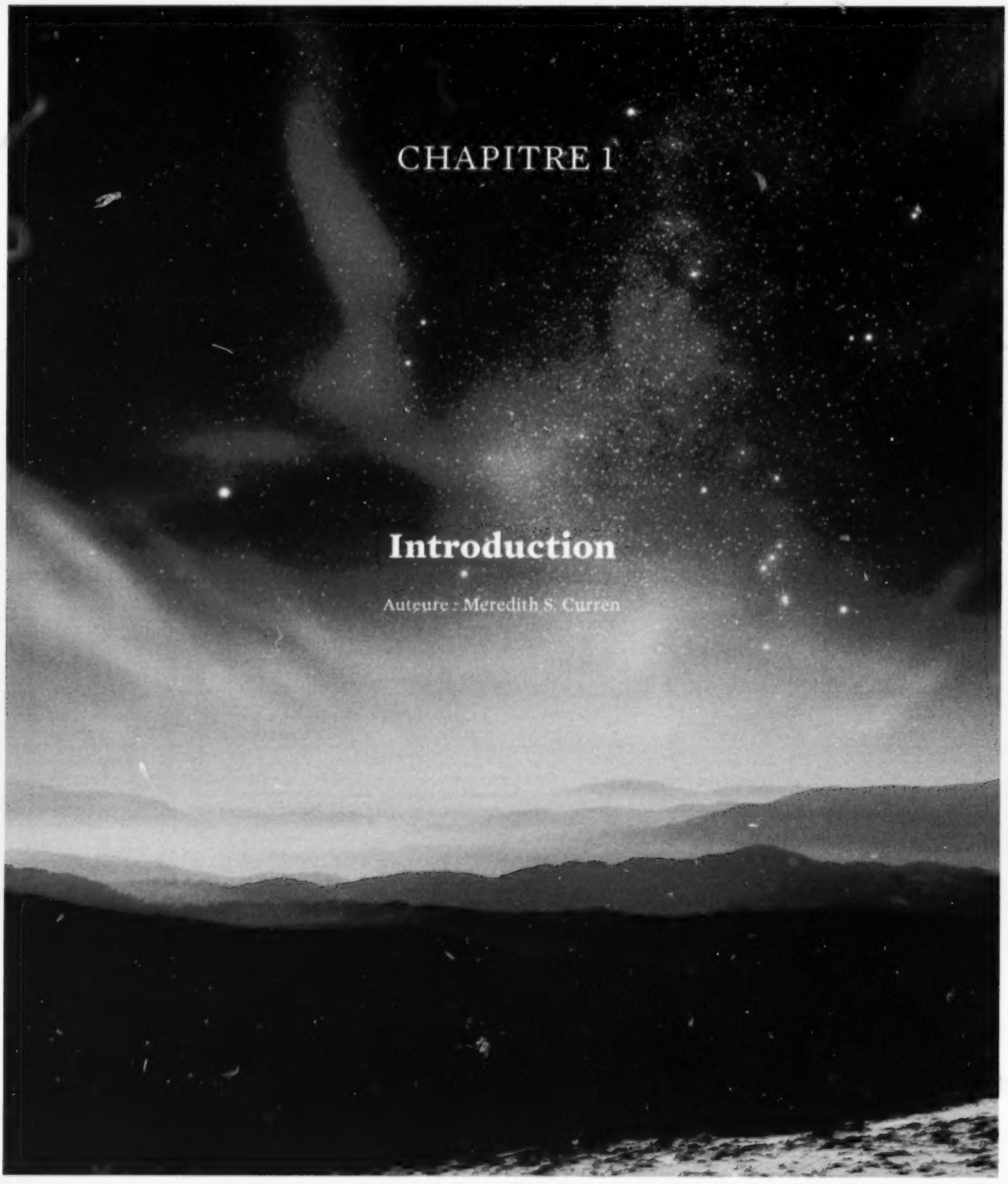
Communication sur les contaminants

Le PLCN est un modèle de programme de pratiques exemplaires qui appuie le renforcement des capacités et il assure la participation des populations autochtones du Nord à la gestion du programme, à la recherche et à la diffusion de l'information. Depuis les premières années du PLCN, les partenaires autochtones et les autorités sanitaires territoriales et régionales ont entrepris une communication avantages-risques. Les messages sur la santé créés au cours des projets du PLCN se sont concentrés sur la quantité et les types d'aliments traditionnels consommés, ainsi que sur les avantages de la consommation alimentaire traditionnelle. Cependant, la communication des résultats de la recherche et des avis aux collectivités du Nord demeure une tâche difficile en raison

de la complexité de l'équilibre entre les avantages sociaux, culturels, économiques, spirituels et nutritionnels de la consommation d'aliments traditionnels et les risques potentiels pour la santé liés à l'exposition aux contaminants.

Des expériences positives de communication des résultats de la recherche dans le Nord ont été trouvées lorsque des études ont été conçues et réalisées dans le cadre d'une approche de partenariat entre les chercheurs et les collectivités du Nord. Les outils efficaces de communication dans le Nord comprennent ceux qui permettent de comprendre facilement les résultats de la recherche et de rendre les résultats accessibles après l'achèvement de l'étude, par exemple par la création de bannières visuelles ou de panneaux affichés dans des lieux publics. D'autre part, les outils de communication qui contiennent des langages scientifiques complexes sont parfois difficiles à comprendre pour les membres de la communauté.

Dans l'ensemble, les avis de santé locaux dans les régions nordiques sont des mesures provisoires importantes pour traiter les expositions des contaminants jusqu'à ce que les concentrations dans les aliments traditionnels diminuent à des niveaux sûrs. Toutefois, la dispersion rapide des messages destinés à un groupe ou à un lieu peut créer de l'anxiété et de la confusion dans d'autres domaines où un avis ne s'applique pas ou n'est pas destiné. En outre, les informations clés peuvent être mal interprétées si le langage est modifié lors de rapports ultérieurs via les médias et les médias sociaux. Une communication continue est donc nécessaire localement pour renforcer la validité des messages destinés à des publics spécifiques et pour éviter la confusion dans d'autres communautés. Il est également nécessaire de mener des évaluations après les activités de communication des risques, afin de s'assurer que les messages ont été diffusés et reçus comme planifié et prévu.



CHAPITRE 1

Introduction

Auteure : Meredith S. Curren

Chapitre 1 : Introduction

Auteure : Meredith S. Curren

1.1 Qu'est-ce que le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord?

Le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) aborde les préoccupations relatives aux risques potentiels pour la santé humaine de l'exposition aux contaminants environnementaux (produits chimiques) consécutive à un régime alimentaire comprenant des aliments prélevés dans les écosystèmes du Nord et préparés de manière traditionnelle (dits aliments traditionnels ou aliments prélevés dans la nature) par les Inuits, les Dénés et les Métis. Bon nombre de ces produits chimiques sont rejetés à l'environnement dans les régions au sud et amenés dans l'Arctique par le transport atmosphérique à grande distance, les cours d'eau et les courants océaniques.

Les polluants organiques persistants (POP) représentent un groupe de produits chimiques que l'on trouve dans l'environnement nordique et qui ont tendance à résister à la biodégradation. Ces contaminants sont généralement très lipophiles (liposolubles) et sont susceptibles de bioaccumulation et de bioamplification dans la chaîne alimentaire (Van Oostdam *et al.*, 2005; Donaldson *et al.*, 2010). Les préoccupations relatives au transport des produits chimiques possédant de telles caractéristiques sur de longues distances et au-delà des frontières nationales ont mené à la négociation et à la mise en œuvre d'accords mondiaux visant à éliminer ou à restreindre les polluants organiques persistants (PNUE, 2009; CEE-ONU, 2010).

Les concentrations les plus élevées de polluants organiques persistants se trouvent souvent dans les tissus adipeux de mammifères marins à longue durée de vie et d'autres espèces prédatrices. De la même manière, le méthylmercure, la forme la plus toxique de mercure produite naturellement par la méthylation du mercure dans les eaux douces et marines de l'Arctique, s'accumule dans le réseau alimentaire nordique et se retrouve dans les tissus des muscles et organes des poissons prédateurs et autres animaux piscivores à des concentrations plus élevées (Kirt *et al.*, 2012). Dans le cadre de recherches environnementales dans le Nord (p. ex. PLCN, 2013; Braune *et al.*, 2015), on a étudié de manière approfondie les propriétés chimiques et physiques qui entraînent le transport des produits chimiques comme les polluants organiques persistants et le mercure sur longues distances avant qu'ils ne s'accumulent dans le biote et se bioamplifient dans le réseau alimentaire.

Par le passé, les peuples autochtones du Nord ont été exposés à des concentrations particulièrement élevées de polluants organiques persistants, de mercure et d'autres métaux en raison de la forte proportion de mammifères marins, poissons, animaux terrestres et oiseaux dans la portion traditionnelle de leur régime alimentaire. L'objectif du PLCN demeure inchangé depuis sa création en 1991 :

« Travailler à réduire et, autant que possible, éliminer les contaminants présents dans les aliments traditionnels récoltés, tout en fournissant de l'information pour aider les individus et les collectivités à prendre des décisions éclairées au sujet de leur alimentation. »

1.2 Quels sont les contaminants préoccupants visés par le PLCN?

Les produits chimiques d'intérêt pour le PLCN sont classés par ordre de priorité en deux groupes généraux : 1) les contaminants hérités du passé et 2) les contaminants nouvellement préoccupants.

Les *contaminants hérités du passé* sont des polluants organiques persistants qui sont au cœur du programme de biosurveillance du PLCN. Les polluants organiques persistants hérités du passé ont d'abord été utilisés dans l'industrie il y a plusieurs dizaines d'années, et ils comprennent des produits chimiques organochlorés tels que le dichlorodiphényltrichloréthane (DDT), les congénères de biphényles polychlorés (BPC) et les congénères de polybromodiphényléthers (PBDE). Le mercure et d'autres métaux tels que le plomb et le cadmium ont été groupés avec les polluants organiques persistants hérités du passé dans le programme de biosurveillance du PLCN, étant donné que des concentrations élevées de ces métaux ont également été observées chez les populations nordiques et dans les aliments traditionnels depuis de nombreuses années. La surveillance continue des polluants organiques persistants hérités du passé et des métaux a permis l'examen des expositions au fil du temps dans les différentes régions du Nord canadien. La surveillance des contaminants nouveaux, comme le décabromodiphényléther (décaBDE ou PBDE-209) et le sulfonate de perfluorooctane (SPFO), permet au PLCN d'évaluer si la prochaine génération de produits chimiques utilisés dans la production de produits commerciaux deviendra une source de préoccupation pour la santé dans l'Arctique.

Les polluants organiques persistants hérités du passé et certains des polluants organiques persistants nouveaux ont été inclus ou soumis pour inclusion parmi les substances visées par la Convention de Stockholm (PNUE, 2009) et le Protocole d'Aarhus de 1998 relatif aux polluants organiques persistants (CEE-ONU, 2010). De plus, la collecte de données de biosurveillance sur le mercure dans le Nord canadien soutient la Convention de Minamata sur le mercure, convention internationale sur les émissions et les rejets anthropiques de mercure adoptée en 2013, qui est maintenant ouverte à la signature et à la ratification par les pays participants (PNUE, 2015). L'un des rôles importants du PLCN est de continuer de fournir des données de surveillance sur les produits chimiques déjà visés par ces conventions. Toutefois, il est également très important que le PLCN fournisse des données sur les nouveaux produits chimiques qui sont à l'examen en vue d'être ajoutés à ces conventions.

Le PLCN appuie la surveillance et la recherche visant les contaminants pour les peuples nordiques et leur environnement. Ces domaines complémentaires de recherche garantissent que les connaissances acquises sur les produits chimiques dans l'écosystème nordique sont transférées à l'évaluation des risques pour la santé humaine. Les études de biosurveillance du PLCN (chapitre 2) qui portent sur l'évolution des concentrations de polluants organiques persistants et de métaux chez les populations nordiques, conjointement avec les résultats de la surveillance de l'environnement du PLCN concernant les produits chimiques dans d'autres milieux (p. ex. air, animaux, poissons) (PLCN, 2013; Braune *et al.*, 2015), peuvent être essentielles en vue de déterminer si les programmes d'atténuation des risques à l'échelle nationale et mondiale sont adéquats pour la protection de la santé dans le Nord. De plus, les études de biosurveillance chez les humains peuvent fournir des renseignements sur la relation entre l'exposition aux produits chimiques et les effets sur la santé humaine. Les études du PLCN qui portent sur les effets potentiels des produits chimiques sur la santé humaine (chapitre 3) aident à identifier les personnes qui pourraient être particulièrement sensibles à l'exposition aux produits chimiques,

et elles fournissent un contexte de la santé durant la communication (chapitre 4) des renseignements sur l'exposition aux collectivités qui dépendent de la consommation d'aliments traditionnels. Plus important encore, l'inclusion des polluants organiques persistants et des métaux dans le programme du PLCN appuie l'engagement du Canada à surveiller ces substances chimiques chez les populations canadiennes vulnérables et en application des accords internationaux (chapitre 4).

Le sélénium, un élément essentiel naturellement présent en concentrations élevées dans certains aliments traditionnels dans le Nord (et, par extension, chez les populations autochtones qui consomment ces aliments), a récemment été ajouté au programme du PLCN. Le sélénium est un élément nutritif important qui pourrait avoir des propriétés de protection contre l'exposition au mercure, mais il est susceptible d'avoir des effets toxiques à des expositions alimentaires élevées. Les recherches du PLCN visent à mieux comprendre les niveaux sains de consommation de sélénium dans les aliments traditionnels.

1.3 Quels sont les résultats de recherches sur la santé humaine et de surveillance à ce jour?

Le PLCN a mené trois évaluations de la santé humaine dans le cadre des rapports de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien (RECAC) qui ont résumé l'état des connaissances sur les produits chimiques et la santé humaine dans le Nord canadien : RECAC-I en 1997 (Gilman *et al.*, 1997; Van Oostdam *et al.*, 1999), RECAC-II en 2003 (Van Oostdam *et al.*, 2003, 2005) et RECAC-III en 2009 (Van Oostdam *et al.*, 2009; Donaldson *et al.*, 2010). Le présent rapport constitue la quatrième évaluation (RECAC-IV) et ajoute aux connaissances des trois rapports précédents : il présenter les résultats de récentes études de biosurveillance des humains dans le Nord canadien, explique les méthodes employées pour décrire et interpréter les données d'exposition aux produits chimiques de l'Arctique, traite des recherches pertinentes en Arctique concernant les effets potentiels de l'exposition aux produits chimiques sur la santé et met en relief les enjeux et les pratiques exemplaires pour la gestion des risques de l'exposition aux produits chimiques et la communication de renseignements sur les produits chimiques dans les régions du Nord.

Après avoir reconnu dans les années 1980 que les produits chimiques étaient transportés à grande distance jusqu'à l'Arctique canadien, la première phase du PLCN (de 1991 à 1996) a fourni une solide base pour comprendre les sources et les voies d'exposition, les tendances spatiales et les concentrations des contaminants ainsi que leurs conséquences sur la santé. L'évaluation du RECAC-I a décrit la question des contaminants environnementaux dans l'Arctique et a fourni des éléments de preuve démontrant que les principales sources de ces produits chimiques étaient les activités humaines à l'extérieur de l'Arctique (Gilman *et al.*, 1997; Van Oostdam *et al.*, 1999).

La deuxième phase du PLCN (de 1997 à 2002) a fait mieux comprendre l'exposition aux produits chimiques chez les humains dans le Nord en prenant appui sur les études de surveillance précédentes. On a tenu compte des facteurs qui ont influencé la consommation d'aliments traditionnels, comme l'âge et le sexe des participants à l'étude et les préférences alimentaires des divers groupes autochtones vivant dans l'Arctique canadien (c.-à-d. Inuits, Premières Nations, Métis). Le RECAC-II a également fourni un premier aperçu tant de la valeur que des défis liés à la réalisation d'études épidémiologiques dans le Nord en vue de déterminer les effets potentiels des produits chimiques sur la santé (Van Oostdam *et al.*, 2003, 2005).

Plus important encore, la deuxième évaluation a conclu que les bienfaits nutritionnels des aliments traditionnels et leur contribution

à l'ensemble du régime alimentaire étaient considérables et que, en général, ces bienfaits l'emportaient sur les risques de l'exposition aux contaminants. Cette information a fait partie intégrante des efforts qui ont suivi pour gérer les risques liés aux produits chimiques environnementaux et communiquer les risques potentiels sur la santé humaine des collectivités du Nord.

La troisième phase du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, qui a été entreprise en 2002, avait pour but de fournir de nouveaux renseignements sur les tendances géographiques et temporelles des niveaux de produits chimiques chez les peuples nordiques, de présenter les résultats de recherche concernant les effets sanitaires possibles des concentrations actuelles de produits chimiques, de recenser de nouveaux contaminants préoccupants et de fournir des renseignements supplémentaires pour la caractérisation et la communication des risques liés aux contaminants dans les aliments traditionnels. La troisième évaluation des contaminants et de la santé humaine a révélé de nombreuses lacunes importantes dans les connaissances qui ont guidé la plus récente recherche dans le cadre du PLCN (Van Oostdam *et al.*, 2009; Donaldson *et al.*, 2010) :

- De nouvelles études de biosurveillance humaine doivent être menées afin de mieux comprendre la façon dont les quantités de produits chimiques varient dans le Nord canadien. Cette information est importante afin de déterminer l'efficacité des règlements nationaux et internationaux visant le contrôle de l'utilisation des produits chimiques.

- Il faut pousser la recherche afin de déterminer les sources régionales des produits chimiques présents dans les aliments traditionnels. Il faut assurer une surveillance continue des contaminants nouveaux chez les habitants de l'Arctique et dans leur régime alimentaire, car les tendances d'exposition sont très incertaines.

- Il faut faire davantage de recherche afin d'identifier et de caractériser les effets possibles chez les nourrissons et les enfants de l'exposition prénatale aux produits chimiques dans les régions nordiques où les niveaux d'exposition préoccupent les autorités de santé publique.

- Il faut étudier davantage l'interaction entre les éléments nutritifs présents dans les poissons et les aliments marins et les effets des produits chimiques sur la santé humaine et le développement des enfants. Il faut étudier plus en détail les caractéristiques génétiques des populations se nourrissant de poissons et de mammifères marins.

- Il faut mener davantage d'études expérimentales et épidémiologiques à propos du rôle que joue l'exposition au méthylmercure ou aux polluants organiques persistants dans l'apparition de maladies cardiovasculaires et du diabète ou à propos de ses effets sur la fonction métabolique.

- Il faut évaluer les communications précédentes des risques concernant les contaminants en collaboration avec les autorités de santé publique compétentes afin de déterminer quels sont les facteurs qui influent sur la réussite et l'efficacité des activités de communication et quel est le bon contexte pour la mise en œuvre des communications.

- Il faut évaluer et comparer les avantages et les risques, surtout pour les communautés les plus fortement exposées et les groupes vulnérables.

1.4 Quel est l'objectif de la présente évaluation?

Le rapport décrit les études des résultats de biosurveillance et de santé humaine dans le Nord canadien (et les études de résultats de santé connexes provenant d'autres pays de l'Arctique) qui partent de l'objectif commun de protéger la santé des habitants de l'Arctique, en permettant le contrôle des produits chimiques à la source et en réduisant le transfert environnemental de produits chimiques qui ont une incidence sur la santé des habitants du Nord. Ce rapport aborde également les efforts pour communiquer les risques et les gérer, au Canada et à l'échelle internationale, afin d'atténuer l'exposition à certains de ces produits chimiques et d'atténuer les effets sanitaires en résultant, et il traite des défis qu'ils comportent.

L'objectif général du rapport d'évaluation de la santé humaine RECAC-IV est de présenter les connaissances les plus à jour sur les profils d'exposition aux produits chimiques dans le Nord canadien, les méthodes visant à décrire les expositions humaines, les effets potentiels des contaminants sur la santé ainsi que les efforts de gestion et de communication ciblant les produits chimiques qui touchent les habitants de la région.

L'évaluation RECAC-IV décrit les activités visant des cohortes nouvelles ou déjà à l'étude dans le Nord canadien ainsi que les études de surveillance biologique de la population dans les régions et les collectivités nordiques où il y a une préoccupation particulière au sujet de l'exposition aux produits chimiques. Ces études fournissent des renseignements pour le suivi des expositions et des effets possibles des produits chimiques sur la santé, et elles donnent un aperçu de l'incidence des changements d'habitudes alimentaires sur l'exposition aux produits chimiques et l'apport en éléments nutritifs provenant des aliments traditionnels. Cette évaluation met l'accent sur les résultats du sous-programme sur la santé humaine du PLCN, mais elle fait mention des résultats de certaines études menées dans le cadre du sous-programme de surveillance et de recherche environnementales afin de mettre en contexte les résultats sur la santé humaine, en particulier dans les cas où les études sur l'environnement et la santé humaine sont regroupées.

Les objectifs précis de la présente évaluation sont les suivants :

- Évaluer les nouveaux résultats des activités de biosurveillance (depuis RECAC-III) portant sur les polluants organiques persistants, les métaux et les contaminants nouveaux au fil des années et dans les diverses régions géographiques du Nord canadien.
- Améliorer la compréhension de la relation qui existe entre les effets sur la santé des peuples nordiques et leur exposition aux polluants organiques persistants et aux métaux durant les divers stades de la vie, en mettant l'accent sur les fœtus, les enfants et les jeunes.
- Décrire certaines des activités de gestion des substances chimiques jugées nocives pour les personnes et leur environnement, au Canada et à l'échelle internationale.
- Examiner les connaissances actuelles sur les points de vue des peuples autochtones quant à la pertinence des récents efforts de communication à propos des produits chimiques dans les aliments traditionnels.
- Mettre en évidence les méthodes décrivant l'exposition aux produits chimiques qui pourraient aider à interpréter l'évolution des concentrations de produits chimiques chez l'être humain dans le Nord canadien, à prévoir la présence de produits chimiques nouveaux dans l'Arctique, à fournir un aperçu des études sur la santé ou à étayer la caractérisation des risques en tenant compte de la consommation de produits chimiques dans des aliments traditionnels.

- Révéler les lacunes des connaissances pour la prochaine phase de recherche du PLCN.

Dans ce document, les études qui traitent des préoccupations régionales particulières sont souvent abordées séparément des études plus larges afin de fournir des renseignements qui représentent l'ensemble des populations du Nord canadien. Pour cette raison, les renseignements sont parfois organisés par nom ou type d'études et non par région nordique.

10e Nathalie Ouellet - Popsicle

Bibliographie du chapitre 1

Braune B, Chételat J, Amyot M, Brown T, Clayden M, Evans M, *et al.* 2015. Mercury in the marine environment of the Canadian Arctic: Review of recent findings. *Sci Total Environ.*, 509-510:67-90.

CEE-ONU. 2010. *Le Protocole de 1998 relatif aux polluants organiques persistants, et amendements adoptés par les Parties le 18 décembre 2009* (Protocole d'Aarhus). Genève, Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU). Internet : http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/full%20text/ece.eb.air.104.f.pdf.

Donaldson SG, Van Oostdam J, Tikhonov C, Feeley M, Armstrong B, Ayotte P, *et al.* 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Sci Total Environ.*, 408(22):5165-234.

Gilman A, E. Dewailly, M. Feeley, V. Jerome, H. Kuhnlein, B. Kwavnick *et al.* 1997. Chapitre 4 : Santé humaine. Dans le *Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien*, sous la dir. de Jensen J, K. Adare et R. Shearer. Ottawa, Affaires indiennes et du Nord Canada.

Kirk JL, Lehnherr I, Andersson M, Braune BM, Chan L, Dastoor AP, *et al.* 2012. Mercury in Arctic marine ecosystems: Sources, pathways and exposure. *Environ Res.*, 119:64-87.

PLCN (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord) / NCP (Northern Contaminants Program). 2013. *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report on Persistent Organic Pollutants in Canada's North*. Muir D, Kurt-Karakus P, Stow J. (Eds). Ottawa: Aboriginal Affairs and Northern Development. [Résumé en français : http://www.science.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=6D4B6162-1.]

PNUE. 2009. *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP)*. Genève, Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Internet : http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP-CONVTEXT-2009.Fr.pdf.

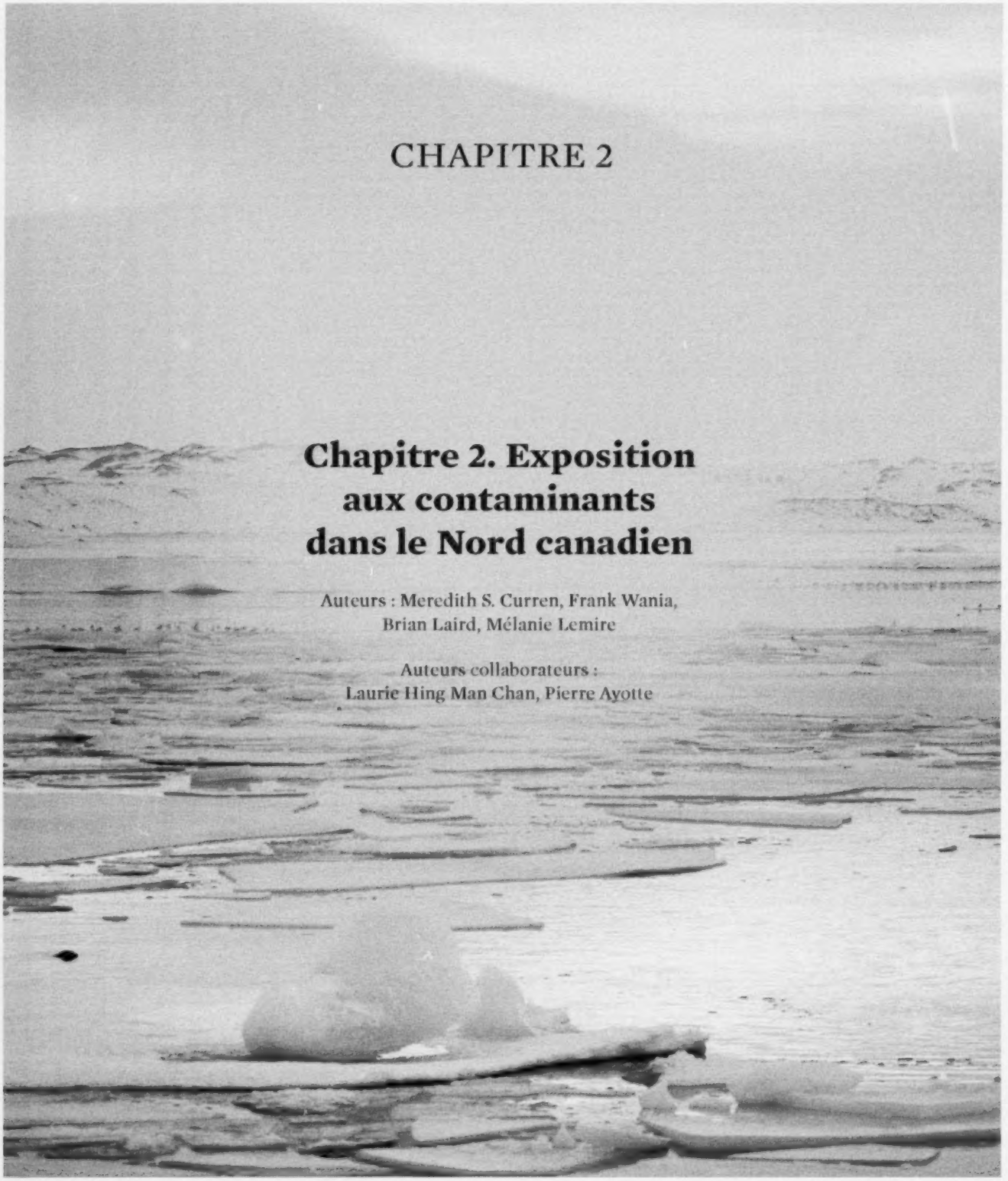
PNUE. 2015. *Convention de Minimata sur le mercure*. Genève, Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE). Internet : www.mercuryconvention.org.

Van Oostdam J, Gilman A, Dewailly É, Usher P, Wheatley B, Kuhnlein H, *et al.* 1999. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Sci Total Environ.*, 230:1–82.

Van Oostdam J, Donaldson S, Feeley M, Tremblay N. 2003. *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II: Human Health*. Ottawa: Department of Indian Affairs and Northern Development; 2003.

Van Oostdam J, Donaldson SG, Feeley M, Arnold D, Ayotte P, Bondy G, *et al.* 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Sci Total Environ.*, 351-352:165-246.

Van Oostdam J., S .Donaldson, M. Feeley et C. Tikhonov. 2009. *Rapport de l'évaluation des contaminants et de la santé dans l'Arctique Canadien – santé humaine 2009*. Ottawa, Affaires indiennes et du Nord Canada.



CHAPITRE 2

Chapitre 2. Exposition aux contaminants dans le Nord canadien

Auteurs : Meredith S. Curren, Frank Wania, Brian Laird, Mélanie Lemire

Auteurs collaborateurs : Laurie Hing Man Chan, Pierre Ayotte

Chapitre 2. Exposition aux contaminants dans le Nord canadien

Auteurs : Meredith S. Curren, Frank Wania, Brian Laird, Mélanie Lemire
Auteurs collaborateurs : Laurie Hing Man Chan, Pierre Ayotte

Le présent chapitre traite des avantages liés à la consommation d'aliments traditionnels et examine certaines des récentes connaissances scientifiques les plus récentes sur les quantités de nutriments et de contaminants contenus dans les aliments traditionnels qui sont consommés dans le nord du Canada. On y fournit aussi de l'information sur les concentrations mesurées de polluants organiques persistants (POP) et de métaux (p. ex. mercure, plomb) [voir le chapitre 1] qui ont été relevées lors d'études de biosurveillance menées auprès des populations autochtones du nord du Canada dans l'ensemble de l'Arctique ainsi qu'à l'échelle régionale. Lorsque cela est possible, ce chapitre présente les tendances temporelles en matière de contaminants au sein des populations nordiques et tente de déterminer les raisons pour lesquelles ces niveaux de contaminants pourraient évoluer au fil du temps. Les données sur l'exposition des populations nordiques se situent dans un contexte national, car on présente également les données de biosurveillance sur des populations habitant le sud du Canada.

L'interprétation des concentrations de contaminants est une tâche difficile qui exige souvent le recours à des outils de calcul (p. ex. des modèles de dose, des modèles mécanistes), afin de mieux comprendre les données de biosurveillance et de décrire les risques potentiels de l'exposition d'êtres humains à des contaminants. Ce chapitre expose plusieurs des approches de modélisation qui ont été élaborées et utilisées dans le nord et le sud du Canada et ailleurs dans le monde pour décrire les expositions à des produits chimiques. De nombreuses applications potentielles de ces outils de modélisation s'offrent aux habitants des différentes régions de l'Arctique pour faciliter la gestion des risques d'exposition et pour faire des choix alimentaires éclairés; par exemple, pour déterminer les répercussions des changements alimentaires sur les quantités de nutriments ou de contaminants, pour comprendre l'évolution des concentrations de contaminants dans l'environnement et chez les humains, ou pour prédire la persistance et la bioaccumulation de nouveaux contaminants ou de contaminants émergents dans l'environnement de l'Arctique qui pourraient se révéler être des contaminants préoccupants pour les populations nordiques.

2.1 Aliments traditionnels et contaminants

La cueillette et la consommation d'aliments traditionnels, notamment les mammifères marins, les poissons, les animaux terrestres et les oiseaux, sont essentielles pour le bien-être physique et culturel des peuples autochtones du nord du Canada (Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique [PSEA], 2009; Donaldson et coll., 2010). La phase trois du Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien (RECAC) [Van Oostdam et coll., 2009; Donaldson et coll., 2010] décrit les aliments traditionnels comme étant une importante source d'éléments nutritifs clés. Par exemple, les jours où un Inuit adulte avait consommé des aliments traditionnels, les apports en vitamines et en minéraux multiples étaient nettement plus élevés que les jours où il n'avait pas consommé d'aliments traditionnels

(Kuhnlein et coll., 2004). Il convient également de mentionner les avantages économiques. En effet, une étude sur le coût des aliments vendus sur le marché a montré que, pour les habitants des collectivités nordiques éloignées, le coût du panier d'épicerie hebdomadaire était environ le double de ce qu'il coûte dans les villes du sud du pays ou dans les collectivités nordiques où les aliments vendus sur le marché sont plus accessibles (RCAANC, 2006). Lorsque les personnes peuvent se procurer du matériel de chasse et de pêche, les aliments traditionnels sont souvent plus abordables que les aliments sur le marché (Chan *et coll.*, 2006). Ainsi, le poisson est un aliment de base que peut se procurer à longueur d'année la population de Tulita, dans les Territoires du Nord-Ouest, où jusqu'à 76 % des répondants à une enquête menée en 2010-2011 consommaient certaines espèces de poisson (Delormier, 2012).

La valeur nutritive des aliments traditionnels a été confirmée lors d'une étude menée auprès d'enfants inuits d'âge préscolaire du Nunavik. Au total, 245 enfants (âgés en moyenne de 25 mois) fréquentant des garderies de 10 collectivités du Nunavik ont été recrutés entre 2006 et 2010 (Gagné *et coll.*, 2012). Le jour du rappel, 36 % de ces enfants avaient consommé au moins un aliment traditionnel. En dépit de la faible consommation d'aliments traditionnels, les apports en protéines, en acides gras oméga-3, en fer, en phosphore, en zinc, en cuivre, en sélénium, en niacine, en acide pantothénique, en riboflavine et en vitamine B_{12} chez les enfants qui avaient consommé un aliment traditionnel était nettement plus élevés que chez les enfants qui n'en avaient pas consommé. Les enfants qui avaient consommé des aliments traditionnels avaient également des apports en énergie et en glucides plus faibles. Le caribou et l'omble chevalier étaient les aliments les plus consommés par les enfants qui ont participé à cette étude ainsi que par les adultes inuits qui ont participé à l'Enquête sur la santé des Inuits menée lors de l'Année polaire internationale, en 2007-2008, dans la région désignée des Inuvialuit des Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut et au Nunatsiavut (Laird *et coll.*, 2013a) et à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik en 2004 (Lemire *et coll.*, 2015).

Les choix alimentaires dans l'Arctique et, par conséquent, l'ampleur de l'exposition aux contaminants contenus dans les aliments traditionnels constituent un problème complexe dans le nord du Canada parce que les avantages culturels, économiques et nutritifs importants liés à certains aliments traditionnels (Donaldson *et coll.*, 2010; Egeland *et coll.*, 2011) peuvent être annulés par les préoccupations en matière d'exposition aux contaminants. Ainsi, une analyse du régime alimentaire de 2074 répondants adultes à l'Enquête sur la santé des Inuits dans la région désignée des Inuvialuit, au Nunavut et au Nunatsiavut a montré que le foie de phoque annelé est l'aliment traditionnel qui présente la plus importante source de mercure (59 % de l'apport en mercure). Même si le foie de phoque annelé était également une excellente source de sélénium (19 % de l'apport en sélénium), la forte contribution de cet aliment à l'exposition au mercure était préoccupante parce que la consommation de foie de phoque annelé augmentait de façon disproportionnée l'apport en mercure par rapport à l'apport en nutriments (Laird *et coll.*, 2013a).

Le remplacement de certains aliments peut constituer un moyen d'atténuer le niveau d'exposition aux contaminants tels que le mercure, tout en assurant la consommation continue de nutriments importants. L'enquête sur l'alimentation qui a été menée dans le cadre de l'Enquête sur la santé des Inuits a montré que la quantité moyenne d'omble chevalier consommée par la plupart des Inuits (378 grammes par semaine) était environ 10 fois plus élevée que celle du foie de phoque annelé (32,7 grammes par semaine); cependant, la consommation d'omble chevalier ne représentait que 8,4 % de l'apport estimatif en mercure. En outre, l'omble chevalier était la principale source de deux acides gras

oméga-3 (38 % d'acide eicosapentanoïque [EAP] et 32 % d'acide docosahexaénoïque [ADH]) et était à l'origine de 7,3 % de l'apport en sélénium (Laird et coll., 2013a).

Une méthode de calcul a permis d'évaluer ce que seraient les apports en mercure, en sélénium, en EAP et en ADH si la chair ou la graisse de phoque annelé, le muktuk de béluga ou l'omble chevalier étaient remplacés par du foie de phoque annelé dans l'alimentation des participants à l'Enquête sur la santé des Inuits (Laird *et coll.*, 2013a). Cet exercice a démontré que le remplacement du foie de phoque annelé par d'autres aliments traditionnels réduirait d'environ 58 % l'apport moyen en mercure, de 10 % à 18 % en moyenne l'apport en sélénium, et que ceci aurait un effet négligeable sur l'apport en acides gras oméga-3. Le remplacement du foie de phoque annelé par de la graisse de phoque annelé réduirait aussi de 57 % l'apport en mercure et augmenterait les apports en EAP de 25 % et en ADH de 24 %.

Il est essentiel de mentionner que le remplacement de tels aliments pourrait s'appliquer uniquement à certaines régions et sous-populations et ne devrait pas être considéré comme une recommandation globale aux Inuits. Au contraire, il faudrait élaborer des stratégies de communication et d'intervention conçues à l'échelle régionale afin d'en assurer la pertinence pour les différents niveaux d'exposition et les diverses sources présentes au sein des collectivités ou des régions qui pourraient envisager de remplacer certains aliments (Laird *et coll.*, 2013a).

Au Nunavut, la teneur en mercure d'une grande partie des aliments traditionnels consommés était généralement faible, à l'exception des échantillons de chair de béluga, de foie de phoque annelé et de touladi prélevés dans différentes régions du Nunavik entre 1996 et 2013, lesquels présentaient des concentrations de mercure très élevées (Lemire *et coll.*, 2015). La chasse au béluga est une activité de subsistance très importante dans certains villages du Nunavik; en outre, le mattaaq de béluga, fait de peau et de gras de béluga, est un délice très apprécié des Inuits, que l'on partage souvent entre les villages du Nunavik. Inversement, on a tendance à conserver la chair de béluga, crue ou séchée à l'air (également appelée « nikku »), dans les villages, où on la consomme sur les sites de chasse à la baleine. La teneur en mercure dans le mattaaq de béluga est moyennement élevée, mais la chair de béluga en contient de fortes concentrations. En fait, le nikku du béluga en contient énormément parce que le processus de séchage à l'air a pour effet de concentrer de trois à quatre fois plus le mercure dans la chair séchée de béluga, gramme pour gramme (comparaison du poids humide et du poids sec).

L'analyse des données de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik menée en 2004 indiquait des concentrations de mercure nettement plus élevées dans le sang des habitants des villages qui chassaient le béluga dans le détroit de la baie d'Hudson que dans le sang d'habitants d'autres régions du Nunavik. Il a été démontré que la chair et le nikku du béluga, qui ne sont pas des aliments de base dans les régimes alimentaires de la plupart des Inuits, étaient les plus importantes sources d'apport en mercure des habitants de la région du détroit de la baie d'Hudson, où la chair et le nikku du béluga représentaient 66 % de l'apport en mercure, comparativement à environ le tiers de l'apport en mercure chez les Inuits de la côte est de la baie d'Hudson et ceux de la baie d'Ungava. Chez les Inuites en âge de procréer qui habitaient les villages de la côte est de la baie d'Hudson et ceux de la baie

d'Ungava, l'apport en mercure provenant de la chair et du nikku de béluga était nettement inférieur à celui des Inuites de la région du détroit d'Hudson; cependant, comparativement à d'autres aliments traditionnels, ces aliments constituaient la plus grande source d'apport en mercure. Le foie de phoque, qui est surtout consommé par les hommes inuits plus âgés, était également une importante source d'exposition au mercure, surtout si l'on considère la petite quantité de foie de phoque qui était consommée même au sein de ce groupe (Lemire *et coll.*, 2015). On a entrepris d'autres études au Nunavik pour mieux comprendre les variations propres à chaque endroit des concentrations de mercure dans le touladi, ainsi que l'importance de la consommation de touladi dans les villages du Nunavik, particulièrement chez les femmes inuites en âge de procréer.

Le fait que l'évolution des préférences alimentaires des jeunes Autochtones les a incités à consommer moins d'aliments traditionnels vient compliquer davantage la question des bienfaits pour la santé de ces aliments. Comme le montre l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik de 2004, la consommation d'aliments traditionnels est faible (16 % de l'apport énergétique total), particulièrement chez les jeunes adultes inuits (11 %) [Blanchet et Rochette, 2008]. Globalement, le régime alimentaire actuel des Inuits dans l'Arctique est sous-optimal, car entre le quart et le tiers de la quantité totale de calories consommées provient d'aliments et de boissons à forte teneur en sucre (p. ex. les croustilles, les boissons gazeuses, les jus), particulièrement chez les jeunes générations (Blanchet et Rochette, 2008; Egeland, 2010a, 2010b, 2010c).

2.2 Biosurveillance humaine dans le nord du Canada

2.2.1 Mesurer les contaminants dans le corps humain

Les études de biosurveillance humaine montrent si une personne a été exposée à un produit chimique donné en mesurant cette substance, ses métabolites ou ses adduits (la combinaison de deux composés chimiques) avec les macromolécules dans les tissus ou les liquides humains. Le marqueur biologique idéal de l'exposition à un contaminant serait sensible aux changements du niveau d'exposition à court terme ou à long terme (ou les deux), non envahissant, peu coûteux à recueillir et à mesurer, facile à entreposer et ensuite à expédier à partir d'endroits éloignés; il aurait une limite inférieure convenant à la détection, une solide comparabilité entre laboratoires; et pourrait être relié directement à des recommandations cliniquement pertinentes (voir la section 2.2.5). En dépit des formidables progrès réalisés dans l'élaboration de marqueurs biologiques et de méthodes d'évaluation de l'exposition, rares sont les marqueurs biologiques qui remplissent toutes ces conditions. Au moment de choisir entre les liquides et les tissus aux fins de la sélection de marqueurs biologiques devant être inclus dans l'étude de biosurveillance dans le Nord, les chercheurs doivent souvent soupeser divers critères, notamment les facteurs à prendre en considération relativement à l'échantillonnage et à leur répartition dans le corps.

2.2.1.1 Facteurs à prendre en considération relativement à l'échantillonnage

De nombreux échantillons de liquides et de tissus (p. ex. cheveux, sang, urine, ongles des doigts et des orteils, lait maternel) peuvent être prélevés aux fins d'analyse dans le cadre d'une étude de biosurveillance. L'aspect envahissant de la méthode de prélèvement d'échantillons peut

influer sur les taux de participation des volontaires. Le recours à des méthodes de prélèvement d'échantillons moins envahissantes, par exemple le prélèvement de cheveux ou d'ongles de doigts ou d'orteils, offre parfois des avantages par rapport aux méthodes plus envahissantes telles que le prélèvement de sang ou de lait maternel. Il faut toutefois se rappeler que, dans certaines cultures, les cheveux peuvent avoir une valeur et une importance spirituelles élevées, ce qui nuit à leur utilité comme échantillon dans certaines collectivités. En outre, l'absence de valeurs de référence pour les marqueurs biologiques dans les ongles de doigts et d'orteils et le long délai que représente la croissance lente des ongles limitent leur utilité clinique.

Par conséquent, les prélèvements sanguins sont devenus fréquents dans les études de biosurveillance, et ce, même si cette méthode comporte un certain degré de risque potentiel (quoique faible) pour le participant (p. ex. possibilité de lacération, d'évanouissement, de transmission d'infections transmises par le sang). Pour ces raisons, les prélèvements sanguins doivent être effectués par un professionnel de la santé agréé, par exemple une infirmière autorisée ou un phlébotomiste. Dans les petites collectivités éloignées qui n'ont pas de clinique de santé, il peut s'avérer difficile de trouver du personnel possédant les compétences et les certifications requises pour effectuer des prélèvements sanguins, les manipuler et les expédier. C'est notamment le cas pour les projets de biosurveillance réalisés dans des cadres participatifs de prélèvement d'échantillons dans les collectivités. On peut parfois prélever des échantillons de cheveux et d'urine, plutôt que de sang, lorsque ces échantillons permettent de mesurer les contaminants d'intérêt.

2.2.1.2 Répartition dans le corps humain

Le meilleur tissu ou liquide pour évaluer les expositions chez les humains diffère souvent d'un agresseur chimique à un autre. Le choix entre les divers tissus et liquides peut dépendre, dans une large mesure, des aspects toxicocinétiques, c'est-à-dire la répartition dans le corps d'une substance chimique potentiellement préoccupante (Sexton *et coll.*, 2004). Ainsi, les polluants organiques persistants sont des contaminants lipophiles, persistants et bioaccumulables qui sont mal excrétés dans l'urine et qui sont généralement plus faciles à mesurer dans des échantillons de sang (Phillips *et coll.*, 1989). Inversement, les substances chimiques qui ont une demi-vie biologique de courte durée et qui sont rapidement excrétées dans l'urine, soit en tant que composé d'origine ou métabolite, se prêtent davantage à l'échantillonnage au moyen de prélèvement d'urine (Sexton *et coll.*, 2004). Dans le cas de métaux tels que le mercure, les différences toxicocinétiques entre les formes chimiques peuvent également revêtir une grande importance au moment de choisir un tissu ou un liquide biologique. Par exemple, l'urine convient davantage à l'évaluation du mercure inorganique, tandis que le mercure total (la somme des formes inorganique et organique de mercure) se mesure habituellement dans le sang ou dans les cheveux. Le méthylmercure peut aussi être mesuré spécifiquement dans le sang, même s'il est plus courant de mesurer le mercure total parce que cela coûte moins cher, dans les populations exposées de façon non professionnelle, car le mercure en circulation est essentiellement composé de méthylmercure (Conseil national de recherches Canada, 2000). Le mercure total a été mesuré lors des études mentionnées dans ce chapitre et, à moins d'indications contraires, on le désigne simplement sous le nom de « mercure ». Dans le présent rapport, la concentration de mercure total dans le sang est considérée comme une mesure biologique raisonnable de l'exposition au méthylmercure.

Le mercure total a été mesuré lors des études mentionnées dans ce chapitre et, à moins d'indications contraires, on le désigne simplement sous le nom de « mercure ».

Le prélèvement de cheveux, si ceux-ci sont suffisamment longs, aide à caractériser la mesure dans laquelle le niveau d'exposition des individus et de la population au mercure a évolué sur plusieurs mois d'exposition (Legrand *et coll.*, 2005a). La concentration de mercure que l'on trouve dans les follicules pileux est hautement proportionnelle aux concentrations de mercure en circulation dans le sang, même s'il s'écoule environ 20 jours entre la plus forte concentration de mercure mesurée dans le sang et celle qui est mesurée dans les cheveux à proximité du cuir chevelu (Hislop *et al.*, 1983; Clarkson et Magos, 2006). En moyenne, le rapport entre les cheveux et le sang est de 250:1 (Legrand *et coll.*, 2010); cependant, la variation entre les individus dans les taux de dépôt de mercure est considérable pour diverses raisons; par conséquent, les échantillons de cheveux et l'application du rapport entre les cheveux et le sang ont été contestés aux fins de la gestion clinique (Liberda *et coll.*, 2014).

En conséquence, certains scientifiques spécialisés en exposition prônent l'inclusion de mesures périodiques du mercure total dans le sang aux fins de la prise de décisions en matière de gestion clinique (Liberda *et coll.*, 2014).

7896 place exco Marie-Claude Lyonnais - DSC_0586-OUT

L'utilisation d'une stratégie d'évaluation du niveau d'exposition au mercure à deux volets (c.-à-d. la mesure du mercure dans les cheveux et dans le sang) présente certains avantages. Une telle stratégie peut donner un aperçu des niveaux d'exposition récents, ainsi que de la variation du niveau d'exposition au fil du temps, car le mercure dans le sang indique l'exposition récente, tandis que le mercure dans les cheveux reflète les concentrations de mercure dans le sang au moment où les cheveux ont été formés. En outre, on peut tirer de précieux renseignements sur la fiabilité des deux mesures du niveau d'exposition à des fins de gestion du risque à l'échelle de la population et pour les individus (Liberda *et coll.*, 2014). On suppose un taux de croissance habituel de 1,1 cm par mois pour les cheveux près du cuir chevelu; cependant, la capacité de reconstruire les niveaux d'exposition au mercure en prenant appui sur des segments de cheveux sur la partie distale pourrait être limitée par les différences des taux de croissance des cheveux entre les individus (Boischio et Cernichiari, 1998; Legrand *et coll.*, 2010).

2.2.2 Introduction à la biosurveillance dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord

Le programme de biosurveillance humaine qui a été créé dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) prend appui sur les données de base recueillies dans la plupart des régions du Nord au cours de la première moitié des années 1990. La Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien, phase III (RECAC III) décrit la continuation de la biosurveillance des mères dans la région d'Inuvik, dans les Territoires du Nord-Ouest (Armstrong *et coll.*, 2007), et dans la région de Baffin au Nunavut (Potyrala *et coll.*, 2008), où des femmes enceintes ont volontairement participé à des études de suivi s'étalant sur deux périodes, soit entre

1997 et 1999 et entre 2005 et 2007. Le RECAC III comprenait également de l'information sur la biosurveillance régulière d'adultes au Nunavik, y compris la biosurveillance de femmes enceintes, sur de multiples périodes (1992 à 2007), soit l'ensemble de données de ce type le plus complet à ce jour. Ces études régionales montrent que, parmi les Inuits, les Dénés/Métis et les groupes non autochtones échantillonnés entre 2005 et 2007, les tissus des Inuits présentaient toujours les plus fortes concentrations de polluants organiques persistants et de métaux que l'on a trouvées dans les aliments traditionnels du Nord. Cependant, l'examen des résultats de l'étude de base et des études de suivi montrait que les taux de contaminants avaient diminué dans le sang des mères. Même si divers taux de contaminants chez les mères avaient chuté d'environ la moitié par rapport à il y a 10 ans, les niveaux de cadmium semblaient avoir grimpé dans les régions d'Inuvik, de Baffin et du Nunavik chez les jeunes femmes et les mères. On a attribué ce résultat à l'augmentation du tabagisme dans ce groupe d'âge (Benedetti *et coll.*, 1994; Butler Walker *et coll.*, 2006). Les taux élevés de tabagisme demeurent un problème de santé important pour les organismes sanitaires du Nord (Egeland 2010a, 2010b, 2010c).

Des études de biosurveillance antérieures dans le Nord ont souvent porté sur les femmes enceintes, afin d'obtenir des données sur l'exposition pouvant être liées à des répercussions potentielles sur la santé des fœtus. De plus en plus, les études menées dans le cadre du PLCN dans le Nord canadien étendent le prélèvement de tissus des deux sexes sur une tranche d'âge plus vaste, notamment l'Enquête sur la santé des Inuits de 2007-2008. L'Étude sur la santé des Inuits a été réalisée dans le but de fournir la première étude transversale sur la santé des Inuits dans la région désignée des Inuvialuit, au Nunatsiavut et au Nunavut (Saudny *et coll.*, 2012). Dans le cadre de cette étude, des ménages ont été sélectionnés au hasard dans chacune des 33 collectivités côtières et de trois collectivités de l'intérieur dans ces trois régions du Nord, et 2595 participants inuits ont été recrutés. Sur ces 2595 personnes qui ont participé à l'Enquête sur la santé des Inuits, 2172 ont fourni des échantillons de sang à des fins de mesure des contaminants. Le volet de biosurveillance humaine de cette étude était conçu pour éliminer les lacunes dans les données attribuables aux petits échantillonnages des études antérieures. Cette étude visait principalement à échantillonner le sang afin de déterminer les

Inuit Health Survey - Amundsen Taloyoak - August 2008

niveaux d'exposition actuels aux métaux et aux polluants organiques persistants chez les Inuits de ces trois régions.

Les données sur les métaux et les polluants organiques persistants proviennent également de la biosurveillance continue des femmes inuites enceintes du Nunavik, dans la région du détroit d'Hudson, sur la côte est de la baie d'Hudson et dans la baie d'Ungava qui a été effectuée dans le cadre de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik de 2004 (Rochette et Blanchet, 2007) Cette enquête a été réalisée auprès de la population d'Inuits habitant dans les 14 villages du Nunavik, lesquels sont tous des villages côtiers. Les participants âgés de 18 à 74 ans étaient invités à remplir un questionnaire sur la fréquence de la consommation d'aliments et un rappel alimentaire de 24 heures, ainsi qu'à participer à une séance clinique. Les concentrations de métaux et de polluants organiques persistants dans le sang de 914 participants ont été mesurées en 2004. La biosurveillance des mères a également été effectuée récemment, soit de 2011 à 2013, dans les régions de la baie d'Ungava et de la baie d'Hudson du Nunavik.

Le recours à des stratégies semblables d'échantillonnage aléatoire pour ces vastes études dans la région désignée des Inuvialuit, au Nunavut, au Nunatsiavut et au Nunavik (Rochette et Blanchet, 2007; Saudny *et coll.*, 2012) a permis d'effectuer des comparaisons fiables des données de biosurveillance à l'intérieur des études et entre celles-ci pour mettre en évidence les tendances en matière d'exposition aux contaminants au fil du temps chez les Inuits habitant dans le Nord canadien; cependant, les comparaisons en parallèle des données de l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) et du Nunavik (2004) devraient néanmoins être effectuées avec précaution, car ces données ont été recueillies à quatre ans d'intervalle. Les changements dans les niveaux de contaminants chez les humains au cours de cet intervalle peuvent être attribués, en partie, aux changements apportés à l'alimentation, aux changements environnementaux dans ces niveaux de contaminants ou aux deux simultanément. Ces variables n'ont pas été prises en compte lors des comparaisons en parallèle présentées dans ce chapitre. Enfin, les concentrations de contaminants dans le sang chez les enfants inuits du Nunavik ont été mesurées à partir des échantillons qui ont été prélevés dans le cadre de l'Étude sur le développement des enfants du Nunavik (EDEN; voir le chapitre 3 pour obtenir des précisions) [Muckle *et coll.*, 1998; Muckle *et coll.*, 2001; Dallaire *et coll.*, 2003].

Kinngait_Aurélie

Les échantillons prélevés aux fins de la biosurveillance dans le cadre de l'Enquête sur la santé des Inuits, de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik, de la biosurveillance des femmes enceintes du Nunavik et de l'Étude sur le développement des enfants du Nunavik ont été analysés par le Centre de toxicologie du Québec (CTQ) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ). Le rapport sur la santé RECAC III a décrit en détail les procédures de laboratoires qui ont été suivies pour mesurer les contaminants dans les échantillons biologiques, l'accréditation du laboratoire du CTQ et plusieurs exercices externes d'évaluation de la qualité auxquels le CTQ a participé à l'échelle nationale et internationale.

Tableau 1 Concentrations de polluants organiques persistants (µg/kg, lipides plasmatiques) et de métaux (µg/L, sang total) dans le sang chez les femmes inuites en âge de procréer, extraites de l'Enquête sur la santé des Inuits (région désignée des Inuvialuit, Nunavut, Nunatsiavut) et l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik. Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (plage de valeurs) (Egeland, 2010a, 2010b, 2010c; Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), 2016; communication personnelle d'Ayotte, 2015; communication personnelle de Chan, 2015).

	Région désignée des Inuvialuit	**Nunavut**	**Nunavik**	**Nunatsiavut**
Année	2007-2008	2007-2008	2004	2007-2008
Âge moyen (tranche) (ans)	28 (18 à 39)	28 (18 à 39)	28 (18 à 39)	30 (20 à 39)
Taille de l'échantillon	n = 74	n = 485[a]	n = 283	n = 61[b]
Polluants organiques persistants				
Oxychlordane	8,5 (0,4 – 220)	22 (0,4 – 420)	34 (2,3 – 440)	2,5 (0,4 – 59)
Trans-nonachlore	17 (0,8 – 460)	34 (0,8 – 440)	62 (4,7 – 1 000)	4,1 (0,7 – 85)
p,p'-DDT	5,0 (2,0 – 65)	6,8 (2,1 – 98)	8,5 (1,3 – 130)	4,5 (2,8 – 6,9)
p,p'-DDE	80 (13 – 1 000)	150 (1,8 – 2 700)	280 (27 – 3 100)	56 (13 – 240)
HCB	16 (1,6 – 300)	32 (1,4 – 290)	37 (4,1 – 650)	8,7 (1,9 – 120)
ß-HCH	3,7 (0,8 – 72)	5,5 (0,7 – 110)	4,8 (0,7 – 40)	1,6 (0,6 – 12)
Toxaphène (parlar 26)	2,0 (0,3 – 96)	6,1 (0,3 – 98)	8,1 (0,4 – 200)	0,8 (0,3 – 15)
Toxaphène (parlar 50)	2,9 (0,3 – 150)	8,4 (0,4 – 130)	15 (0,4 – 310)	0,9 (0,3 – 20)
BPC-99	4,5 (1,6 – 65)	8,9 (1,7 – 150)	14 (1,4 – 140)	3,2 (1,7 – 17)
BPC-118	4,6 (0,8 – 94)	7,5 (0,7 – 98)	13 (1,9 – 190)	2,9 (0,7 – 37)
BPC-138	8,9 (0,8 – 180)	20 (0,8 – 390)	40 (3,7 – 310)	7,0 (1,0 – 93)
BPC-153	18 (0,8 – 250)	47 (0,9 – 1 000)	82 (5,7 – 550)	18 (2,2 – 300)
BPC-180	7,4 (0,8 – 84)	22 (0,9 – 850)	38 (3,3 – 350)	11 (1,1 – 240)
PBDE-47	9,9 (2,1 – 680)	8,8 (1,7 – 480)	6,6 (1,5 – 340)	7,0 (1,7 – 110)
PBDE-99	3,3 (1,1 – 180)	2,6 (1,1 – 100)	< LD[c]	2,4 (1,1 – 30)
PBDE-100	2,5 (1,1 – 130)	2,6 (0,9 – 380)	< LD[c]	2,2 (1,1 – 38)
PBDE-153[e]	3,4 (1,1 – 60)	3,3 (1,1 – 84)	1,9 (1,1 – 60)	2,9 (1,1 – 36)
PBDE-209[f]	16 (4,0 – 190)	14 (4,4 – 410)	AE[d]	6,9 (3,9 – 55)
Métaux				
Mercure total	2,1 (0,5 – 39)	5,0 (0,5 – 52)	8,4 (0,2 – 160)	1,7 (0,1 – 25)
Plomb	18 (4,5 – 92)	22 (5,1 – 290)	27 (6,6 – 210)	15 (5,6 – 63)
Sélénium	240 (150 – 550)	290 (85 – 2 000)	280 (91 – 1 300)	190 (140 – 530)
Cadmium	1,6 (0,1 – 6,6)	2,1 (0,02 – 9,8)	3,4 (0,2 – 12)	1,5 (0,09 – 9,3)

[a] n = 491 pour les métaux
[b] n = 60 pour les métaux
[c] < LD : plus de 60 % des observations étaient inférieures à la limite de détection
[d] AE : aucun enregistrement
[e] n = 132 pour le Nunavut. Données indiquées uniquement pour les participants du Nunavut échantillonnés en 2008.
[f] n = 71 pour la région désignée des Inuvialuit et n = 131 pour le Nunavut. Données indiquées uniquement pour les participants du Nunavut échantillonnés en 2008.

Tableau 2 Concentrations de polluants organiques persistants (µg/kg lipides plasmatiques) et de métaux (µg/L, sang total) dans le sang chez les femmes et les hommes inuits adultes, extraites de l'Enquête sur la santé des Inuits (région désignée des Inuvialuit, Nunavut, Nunatsiavut) et l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik. Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (plage de valeurs) (Egeland, 2010a, 2010b, 2010c; Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), 2016; communication personnelle d'Ayotte, 2015; communication personnelle de Chan, 2015).

	Région désignée des Inuvialuit		**Nunavut**		**Nunavik**		**Nunatsiavut**	
	Hommes	**Femmes**	**Hommes**	**Femmes**	**Hommes**	**Femmes**	**Hommes**	**Femmes**
Année	**2007-2008**	**2007-2008**	**2007-2008**	**2007-2008**	**2004**	**2004**	**2007-2008**	**2007-2008**
Âge moyen (tranche) (ans)	46,2 (18 à 81)	42,6 (18 à 90)	42,2 (18 à 89)	40,7 (18 à 90)	37,0 (18 à 74)	37,3 (18 à 74)	45,7 (18 à 89)	43,4 (20 à 79)
Taille de l'échantillon	n = 92	n = 187	n = 650	n = 977	n = 408	n = 506	n = 98	n = 165
Polluants organiques persistants								
Oxychlordane	91 (1,1 – 1 800)	34 (0,4 – 2 900)	100 (0,3 – 3 700)	56 (0,4 – 3 900)	66 (0,9 – 1 600)	66 (2,3 – 2 700)	14 (0,5 – 210)	8,0 (0,4 – 230)
Trans-nonachlore	170 (1,6 – 3 100)	63 (0,8 – 1 200)	150 (0,8 – 2 100)	80 (0,8 – 2 500)	120 (1,5 – 3 900)	120 (4,7 – 3 700)	23 (0,7 – 390)	14 (0,7 – 340)
Cis-nonachlore	23 (0,4 – 360)	9,0 (0,4 – 220)	24 (0,3 – 400)	14 (0,4 – 440)	16 (0,2 – 410)	18 (0,4 – 590)	4,2 (0,3 – 98)	2,6 (0,3 – 72)
p,p'-DDT	16 (2,7 – 270)	10 (2,0 – 170)	12 (2,1 – 180)	10 (2,0 – 190)	10 (0,9 – 140)	13 (1,3 – 250)	4,4 (2,0 – 29)	4,2 (2,2 – 20)
p,p'-DDE	470 (9,4 – 8 200)	240 (13 – 3 300)	410 (1,4 – 4 300)	280 (1,5 – 7 700)	460 (13 – 7 000)	470 (27 – 8 300)	190 (19 – 2 800)	150 (13 – 2 800)
HCB	100 (1,6 – 1 700)	54 (1,6 – 990)	97 (1,7 – 1 100)	71 (1,4 – 1 800)	51 (1,6 – 1 200)	64 (4,1 – 1 200)	26 (1,3 – 170)	21 (2,0 – 200)
ß-HCH	28 (0,8 – 380)	13 (0,8 – 520)	19 (0,7 – 360)	12 (0,6 – 250)	8,1 (0,8 – 130)	8,1 (0,7 – 200)	3,9 (0,6 – 37)	3,5 (0,6 – 30)
Mirex	16 (0,8 – 230)	6,0 (0,6 – 150)	14 (0,5 – 720)	6,0 (0,5 – 730)	13 (0,5 – 290)	8,7 (0,6 – 640)	7,2 (0,6 – 100)	3,3 (0,6 – 55)
Toxaphène (parlar 26)	20 (0,3 – 660)	8,5 (0,3 – 270)	20 (0,3 – 400)	14 (0,4 – 580)	11 (0,2 – 410)	15 (0,4 – 510)	2,7 (0,3 – 140)	1,8 (0,3 – 42)
Toxaphène (parlar 50)	28 (0,3 – 860)	12 (0,3 – 370)	28 (0,3 – 430)	19 (0,4 – 730)	20 (0,2 – 720)	26 (0,4 – 890)	3,9 (0,3 – 190)	2,5 (0,3 – 60)
BPC-99	28 (1,7 – 260)	14 (1,6 – 260)	26 (1,8 – 540)	18 (1,7 – 650)	23 (0,5 – 530)	26 (1,4 – 850)	9,2 (1,7 – 150)	6,5 (1,7 – 99)
BPC-118	28 (0,8 – 620)	16 (0,8 – 240)	20 (0,7 – 490)	17 (0,7 – 630)	18 (0,5 – 500)	24 (1,9 – 710)	11 (0,7 – 120)	9,0 (0,7 – 170)
BPC-138	69 (0,9 – 860)	30 (0,8 – 450)	69 (0,7 – 1 300)	43 (0,8 – 2 000)	77 (3,0 – 1 400)	73 (3,7 – 2 500)	39 (0,7 – 670)	24 (1,0 – 440)
BPC-153	150 (1,9 – 2 700)	62 (0,8 – 4 400)	200 (0,7 – 5 700)	110 (0,8 – 6 200)	190 (6,3 – 3 400)	160 (5,7 – 5 800)	110 (1,3 – 1 600)	61 (2,2 – 1 300)
BPC-180	70 (2,2 – 1 300)	26 (0,8 – 3 000)	110 (0,8 – 4 800)	51 (0,9 – 4 800)	110 (6,2 – 1 900)	75 (3,3 – 3 500)	94 (0,7 – 930)	44 (1,1 – 900)
PBDE-47	6,6 (1,7 – 250)	8,8 (1,7 – 680)	7,9 (1,5 – 1 600)	7,9 (1,4 – 520)	5,9 (1,6 – 100)	5,9 (1,3 – 340)	9,6 (1,2 – 570)	7,1 (1,6 – 220)
PBDE-99	2,3 (1,1 – 75)	2,8 (1,0 – 180)	2,4 (0,7 – 310)	2,4 (0,7 – 140)	< LD[a]	< LD[a]	2,9 (1,1 – 250)	2,3 (0,9 – 42)
PBDE-100	2,1 (1,1 – 48)	2,5 (1,0 – 130)	2,4 (0,7 – 230)	2,3 (0,7 – 380)	< LD[a]	< LD[a]	2,6 (0,8 – 120)	2,2 (0,9 – 76)

suite ↓

PBDE-153[c]	4,7 (1,1 – 82)	3,5 (1,0 – 230)	5,7 (1,2 – 240)	3,4 (1,1 – 84)	4,0 (1,1 – 140)	2,1 (1,1 – 60)	6,9 (1,4 – 48)	3,7 (1,1 – 150)
PBDE-209[d]	28 (3,9 – 700)	20 (3,5 – 2 300)	28 (4,4 – 7 000)	19 (4,0 – 6 000)	AE[b]	AE[b]	8,7 (2,8 – 370)	6,8 (3,1 – 200)
Métaux								
Mercure total	5,6 (0,3 – 50)	4,1 (0,1 – 55)	9,4 (0,1 – 110)	7,9 (0,1 – 130)	9,2 (0,1 – 240)	12 (0,2 – 160)	4,2 (0,2 – 50)	2,8 (0,1 – 25)
Plomb	45 (8,1 – 220)	28 (4,5 – 190)	46 (7,4 – 380)	32 (5,1 – 400)	46 (9,1 – 500)	34 (5,8 – 310)	40 (8,4 – 170)	22 (5,6 – 160)
Sélénium	320 (160 – 1 300)	290 (150 – 1 200)	350 (130 – 2 800)	340 (85 – 2 500)	280 (130 – 3 500)	300 (120 – 2 400)	230 (150 – 1 500)	200 (140 – 960)
Cadmium	1,3 (0,02 – 7,3)	1,3 (0,1 – 6,7)	1,7 (0,02 – 11)	1,8 (0,02 – 11)	2,9 (0,2 – 12)	3,0 (0,2 – 15)	1,0 (0,08 – 7,2)	1,2 (0,09 – 10)

[a] < LD : plus de 60 % des observations étaient inférieures à la limite de détection

[b] AE : aucun enregistrement

[c] n = 92/186 pour les hommes et les femmes de la région désignée des Inuvialuit, n = 191/281 pour les hommes et les femmes du Nunavut et n = 98/166 pour les hommes et les femmes du Nunatsiavut; mesures effectuées en 2008

[d] n = 91/181 pour les hommes et les femmes de la région désignée des Inuvialuit, n = 187/277 pour les hommes et les femmes du Nunavut et n = 98/164 pour les hommes et les femmes du Nunatsiavut; mesures effectuées en 2008

2.2.3 Polluants organiques persistants et métaux chez les Inuits adultes

Les concentrations de polluants organiques persistants (POP) chez les femmes en âge de procréer ayant participé à l'Enquête sur la santé des Inuits des Inuits dans la région désignée des Inuvialuit, au Nunavut et au Nunatsiavut (2007-2008) et à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004) sont présentées dans le tableau 1. Les concentrations de polluants chez les hommes et les femmes (âgés de plus de 18 ans) appartenant à l'ensemble de la population inuite adulte du Nord canadien sont présentées dans le tableau 2. Même si les données de biosurveillance du Nunavik entre 1992 et 2004 concernant plusieurs POP et métaux ont aussi été incluses dans le RECAC-III, les résultats sont reproduits ici aux fins de comparaison.

Les comparaisons des données en parallèle du tableau 1 concernant les concentrations géométriques moyennes dans le sang de presque tous les POP mesurés (à l'exception de l'éther diphénylique polybromé) montrent une culmination chez les femmes inuites du Nunavik en âge de procréer, et ces concentrations se trouvaient le plus souvent à leur niveau le plus bas chez les femmes inuites du Nunatsiavut du même groupe d'âge. Les niveaux de POP chez les participantes du Nunavik étaient jusqu'à deux fois plus élevés que chez les femmes du Nunavut en âge de procréer et étaient entre deux et quinze fois plus élevés que les concentrations retrouvées chez les femmes du Nunatsiavut. Les femmes en âge de procréer de la RCDI présentaient généralement des concentrations se situant entre celles observées chez les femmes du même groupe d'âge du Nunatsiavut et du Nunavut. Des observations similaires ont été faites pour le mercure total, le plomb et le cadmium chez les femmes inuites en âge de procréer de ces quatre régions, malgré le fait qu'il semblait y avoir une différence moindre dans les concentrations entre les différentes régions et les différents types de métaux. Chez les femmes en âge de procréer du Nunavut et du Nunavik, où l'on consomme une plus grande quantité de mammifères marins riches en sélénium, les concentrations géométriques moyennes de sélénium étaient légèrement supérieures et variaient grandement entre les participantes.

Différentes tendances d'exposition aux POP, au mercure et au plomb sont observées dans le Nord lorsque les hommes et les femmes inuites de tous les âges sont traités séparément dans le tableau 2. Si les femmes inuites du Nunavik en âge de procréer présentaient généralement des concentrations supérieures de ces contaminants dans le sang que les femmes du même groupe d'âge des trois autres régions inuites, les hommes de la région désignée des Inuvialuit, du Nunavut ou du Nunatsiavut présentaient fréquemment des concentrations moyennes plus élevées que les adultes du Nunavik. De plus, alors que les concentrations de POP et de métaux étaient généralement plus élevées chez les hommes que chez les femmes de ces trois régions, souvent de deux ou trois fois supérieures, l'examen des données sur les concentrations géométriques moyennes figurant au tableau 2 ne démontre pas une différence marquée dans l'exposition aux POP et aux métaux des participants du Nunavik selon le sexe. Les concentrations sanguines chez les hommes et les femmes du Nunavik étaient souvent assez semblables; les concentrations en mercure étaient toutefois plus élevées chez les femmes. Le cadmium fait figure d'exception; les concentrations étaient plus élevées au Nunavik que dans les autres régions, et les hommes et les femmes présentaient des concentrations similaires dans chacune des quatre régions.

On s'attend généralement à ce que les différences dans la charge corporelle de POP reflètent les différences liées au style de vie traditionnel, et en particulier aux habitudes alimentaires. Les concentrations de POP élevées observées en particulier chez les personnes de l'est de l'Arctique (p. ex. au Nunavut et au Nunavik) sont depuis longtemps attribuées à une consommation supérieure de mammifères marins (Kuhnlein *et coll.*, 2000; Potyrala *et coll.*, 2008). La charge corporelle de contaminants chez les mères peut être d'autant plus réduite par l'allaitement, la parité et d'autres caractéristiques maternelles (Longnecker *et coll.*, 1999; Curren *et coll.*, 2015), ce qui explique probablement en partie pourquoi on retrouve souvent une concentration tissulaire de POP plus élevée chez les hommes que chez les femmes. Les différences régionales deviennent plus apparentes lorsque les niveaux de POP sont comparés entre les groupes inuits et non inuits. Une analyse de l'ensemble de données sur la maternité de 2005 à 2007 provenant des régions d'Inuvik et de Baffin a révélé que les mères inuites de la région de Baffin présentaient des concentrations géométriques moyennes plus élevées (corrigées en fonction de l'âge, de la période d'allaitement, de la consommation d'aliments traditionnels ou du fait de fumer pendant la grossesse) de plusieurs POP ainsi que de mercure et de sélénium que les mères inuites d'Inuvik qui, elles, présentaient des concentrations sanguines corrigées substantiellement supérieures à celles des mères métis et dénés (Curren *et coll.*, 2015). Ces observations sont cohérentes avec les précédentes études de biosurveillance dans le Nord financées par le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) qui avaient établi que les Inuits qui habitent dans les zones côtières de l'est de l'Arctique canadien, comme la région de Baffin au Nunavut, consomment généralement beaucoup plus de viande et de gras de mammifères marins (Kuhnlein *et coll.*, 2000; Potyrala *et coll.*, 2008) que les groupes autochtones de l'est de l'Arctique (Kuhnlein *et coll.*, 2000; Armstrong *et coll.*, 2007).

Les POP sont caractérisés par une demi-vie d'élimination extrêmement longue chez les humains (en années); les concentrations retrouvées chez les personnes reflètent donc probablement une accumulation au cours de toute une vie plutôt qu'un récent apport (Binnington *et coll.*, 2014). En d'autres termes, on s'attend à ce que les personnes plus âgées présentent des charges corporelles en POP plus élevée que les plus jeunes, surtout s'ils ont consommé une grande quantité d'aliments traditionnels (mammifères marins en particulier) au cours de leur vie (voir aussi la section 2.3.4.6). Cette observation explique

vraisemblablement pourquoi les femmes en âge de procréer des quatre régions inuites (de 18 à 39 ans) du tableau 1 présentaient une concentration plus faible de POP dans le sang comparativement aux résultats combinés figurant au tableau 2 pour les femmes inuites adultes (de 18 à 90 ans). Ces observations sur le sexe et l'âge sont appuyées par les renseignements sur l'alimentation recueillis pendant l'Enquête sur la santé des Inuits (Egeland 2010a, 2010b, 2010c), qui indiquait que les hommes mangeaient plus fréquemment et de plus grosses portions d'aliments traditionnels que les femmes, et que les adultes plus âgés (de plus de 40 ans) consommaient plus d'aliments traditionnels que les adultes plus jeunes (de moins de 40 ans). En effet, les données sur la concentration sanguine de BPC totaux, de toxaphène, de chlordane, de la somme de p,p'-DDT et p,p'-DDE, et de plomb augmentaient avec l'âge chez les participants à l'enquête, hommes et femmes (Laird *et coll.*, 2013b). La somme des trois PBDE (PBDE-47, PBDE-99, et PBDE-100) constitue une exception évidente d'absence de tendance liée à l'âge pour les deux sexes.

Les polybromodiphényléthers (PBDE) ont été employés comme produits ignifuges dans bon nombre de marchandises commerciales à usage domestique. La charge corporelle de PBDE chez les hommes et les femmes inuits semblent présenter différentes corrélations avec le sexe, l'âge et les régions relativement à d'autres POP (voir aussi la section 2.3.4.6). En examinant les données du tableau 2, on constate que les concentrations de PBDE dans le sang sont généralement plus faibles chez les Inuits adultes du Nunavik que chez ceux des trois autres régions; ils étaient en général similaires chez les hommes et les femmes de la région désignée des Inuvialuit, du Nunavut et du Nunatsiavut. Même s'il existe des preuves de la bioaccumulation des PBDE dans la chaîne alimentaire marine de l'Arctique (Tomy *et coll.*, 2008, 2009), l'ingestion de poussière domestique a été rapportée comme étant la principale responsable de l'exposition aux PBDE à l'extérieur de l'Arctique pour tous les groupes d'âge à l'exception des nouveau-nés (Jones-Otazo *et al.*, 2005; Lorber, 2008; Johnson-Restrepo et Kannan, 2009; Frederiksen *et al.*, 2010); on suppose que le lait maternel est la principale cause d'exposition chez les nourrissons (Jones-Otazo *et al.*, 2005; Johnson-Restrepo et Kannan, 2009). L'exposition due à des sources autres que les aliments traditionnels peut expliquer pourquoi on a observé, lors de l'étude transversale de 2004 s'intéressant aux adultes inuits du Nunavik, que contrairement aux concentrations de BPC, celles de PBDE-47 diminuaient avec l'âge, et que la consommation de mammifères marins était négativement associée aux concentrations de PBDE-47 dans le plasma. Il a été noté que les concentrations de PBDE-153 présentaient une importante corrélation positive avec l'âge, ce qui suggère la présence d'autres voies d'exposition au PBDE-153 pouvant comprendre le régime alimentaire (Dallaire *et coll.*, 2009).

Les concentrations de PBDE-209 dans le sang semblent indiquer une tendance d'exposition supplémentaire : les Inuits de la région désignée des Inuvialuit et du Nunavut présentaient des niveaux d'exposition deux à trois fois plus élevés que les Inuits du Nunatsiavut. Le PBDE-209 s'est aussi révélé être le congénère du PBDE, avec la concentration moyenne la plus élevée chez les Inuits (aucune donnée pour le PBDE-209 n'est disponible pour les Inuits du Nunavik). De façon générale, les concentrations de PBDE se sont révélées supérieures chez les espèces animales de niveaux trophiques inférieurs comparativement à celles de niveaux

trophiques supérieurs, et la bioaccumulation de PBDE-209 (et de PBDE-47) attribuable à la chaîne alimentaire semble varier d'est en ouest dans l'Arctique (Tomy *et coll.*, 2008, 2009). De plus, on a établi que la part de PBDE-209 par rapport au total de PBDE retrouvée dans les espèces sauvages fluctue en fonction du niveau trophique et de la région de l'Arctique (Tomy *et coll.*, 2008, 2009).

Considérés dans l'ensemble, ces résultats d'études différents et parfois contradictoires concernant les PBDE chez les animaux et les humains soulignent que les voies d'exposition aux PBDE pour les populations du Nord peuvent différer d'un bout à l'autre de l'Arctique. L'ampleur de l'exposition dans les aliments traditionnels comparativement à l'exposition provenant d'autres sources comme la poussière domestique (ou autres voies d'exposition n'ayant pas été recensées) reste en grande partie mal définie.

2.2.4 Tendances temporelles chez les femmes inuites enceintes et les enfants du Nunavik

Les concentrations de POP chez les femmes inuites enceintes du Nunavik peuvent être étudiées sur une grande période puisque des activités d'échantillonnage importantes ont pris place au Nunavik de 1992 à 2013 pour un total de 11 points de données. Une biosurveillance des femmes enceintes a été menée plus récemment dans les régions de la baie d'Ungava et de la baie d'Hudson de 2011 à 2013 (les données de 2011 et 2012 sont combinées). Les données des tableaux 3 et 4 portant sur la concentration dans le sang indiquent un déclin des tendances entre 1992 et 2013 pour 11 POP (voir aussi les figures 1 et 2). Globalement, les niveaux de POP ont chuté d'environ 80 % en 20 ans d'utilisation de la biosurveillance pour observer l'exposition aux contaminants chez les femmes inuites enceintes du Nunavik.

Dans le même ordre d'idées, les concentrations de mercure total dans le sang ont diminué d'environ 60 % chez ce même groupe. Les analyses des données disponibles se poursuivent afin de mieux comprendre si les principales causes de cette diminution sont liées à une baisse de la consommation d'aliments traditionnels riches en mercure (ou en mercure facilement absorbé), à une baisse des dépôts de mercure, à la bioaccumulation, à la bioamplification, au taux de méthylation dans l'environnement arctique, à un changement dans la consommation d'aliments traditionnels ou à une combinaison de plusieurs de ces facteurs. À l'opposé, les concentrations en sélénium ont diminué de moins de 20 % en 20 ans, ce qui peut laisser supposer une transition nutritionnelle vers une alimentation traditionnelle plus faible en mercure; ces suppositions restent cependant à confirmer. En effet, certains types d'aliments traditionnels du Nunavik sont caractérisés par une teneur assez élevée en mercure, à savoir les poissons prédateurs et certaines parties des mammifères marins (Lemire *et coll.*, 2015), mais une grande proportion des aliments traditionnels est aussi riche en sélénium (voir la section 2.1).

Concernant le plomb, les concentrations dans le sang maternel ont diminué de plus de 60 % entre 1992 et 2013. Cette donnée est vraisemblablement liée à l'intervention de plusieurs intervenants entre 1999 et 2000 qui visait à interdire les munitions en grenaille de plomb au Nunavik après la réglementation de leur utilisation pour la chasse en 1999 par le gouvernement du Canada (Couture *et coll.*, 2012).

Tableau 3 Tendances temporelles liées aux concentrations de polluants organiques persistants (POP) [µg/kg lipides plasmatiques] et de métaux (µg/L sang total) dans le sang chez les femmes inuites enceintes du Nuvavik. Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (plage de données). Les résultats sont présentés pour les contaminants ayant au moins 60 % des observations au-dessus de la limite de détection (LD) (PSEA, 2016, communication personnelle d'Ayotte, 2015).

Année	**1992**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2004**	**2007**	**2011-2012**	**2013**	**p< 0,05[a]**
Âge moyen (tranche) (ans)	24 (18 à 35)	24 (17 à 34)	25 (15 à 41)	25 (15 à 37)	26 (17 à 36)	26 (17 à 39)	27 (17 à 39)	27 (18 à 42)	24 (18 à 37)	24 (18 à 39)	24 (18 à 41)	
Taille de l'échantillon (POP uniquement)	n = 11	n = 25	n = 53	n = 46	n = 26	n = 36	n = 20	n = 29	n = 39	n = 112	n = 95	
Oxychlordane	77 (32 – 240)	41 (6,1 – 180)	48 (8,6 – 390)	34 (7,0 – 340)	47 (15 – 140)	40 (7,5 – 210)	36 (8,2 – 130)	35 (< LD – 230)	22 (< LD – 180)	20 (< LD – 120)	22 (0,9 – 130)	< 0,0001
Trans-nonachlore	110 (49 – 320)	66 (15 – 250)	75 (14 – 330)	55 (17 – 580)	61 (21 – 170)	61 (13 – 300)	53 (12 – 200)	66 (14 – 410)	44 (2,5 – 260)	37 (< LD – 220)	42 (2,0 – 220)	< 0,0001
Cis-nonachlore	28 (11 – 84)	14 (5,8 – 40)	16 (3,7 – 61)	9,6 (< LD – 110)	13 (< LD – 31)	14 (1,7 – 66)	9.6 (< LD – 35)	10 (2,3 – 62)	7,0 (< LD – 42)	5,3 (< LD – 41)	5,9 (< LD – 29)	< 0,0001
p,p'-DDE	640 (290 – 1 600)	290 (71 – 1 000)	370 (59 – 1 400)	270 (67 – 2 300)	290 (140 – 900)	270 (64 – 1 300)	230 (54 – 1 700)	230 (55 – 930)	150 (30 – 720)	120 (11 – 520)	130 (22 – 480)	< 0,0001
p,p'-DDT	26 (9,5 – 96)	17 (4,2 – 63)	18 (< LD – 86)	13 (< LD – 130)	8,6 (< LD – 46)	11 (< LD – 68)	6,6 (< LD – 38)	9,1 (< LD – 44)	5,5 (< LD – 50)	4,4 (< LD – 33)	AE[b]	< 0,0001
HCB	95 (47 – 220)	41 (15 – 120)	51 (9,2 – 190)	36 (6,7 – 350)	37 (15 – 100)	37 (12 – 110)	34 (11 – 140)	36 (8,9 – 170)	22 (5,1 – 83)	18 (< LD – 110)	20 (< LD – 92)	< 0,0001
ß-HCH	12 (2,3 – 30)	4,7 (< LD – 14)	6,5 (< LD – 24)	5,3 (< LD – 31)	5,4 (< LD – 11)	5,6 (< LD – 16)	AE[b]	4,4 (0,8 – 23)	3,8 (1,1 – 26)	2,4 (< LD – 16)	2,4 (LD – 19)	< 0,0001
Mirex	13 (5,6 – 29)	10 (2,3 – 36)	10 (< LD –60)	6,5 (< LD – 32)	9,7 (< LD – 39)	9,2 (< LD – 47)	7,3 (< LD – 30)	4,0 (< LD – 24)	2,0 (< LD – 16)	3,0 (< LD – 19)	3,0 (< LD – 24)	< 0,0001
BPC-138	110 (45 – 220)	58 (10 – 210)	69 (12 – 310)	46 (13 – 390)	62 (17 – 220)	56 (7,9 – 300)	53 (11 – 170)	37 (8,6 – 120)	22 (3,0 – 91)	17 (< LD – 77)	19 (2,0 – 120)	< 0,0001
BPC-153	170 (71 – 290)	110 (19 – 410)	130 (23 – 610)	83 (83 – 710)	120 (29 – 470)	97 (15 – 500)	82 (16 – 420)	72 (32 – 250)	40 (4,5 – 220)	39 (2,4 – 230)	40 (3,5 – 320)	< 0,0001
BPC-180	90 (34 – 150)	43 (7,6 – 190)	51 (11 – 220)	35 (12 – 280)	53 (14 – 380)	42 (5,0 – 260)	44 (7,5 – 240)	32 (4,9 – 130)	16 (2,0 – 95)	17 (< LD – 160)	17 (1,7 – 200)	< 0,0001
Taille de l'échantillon (métaux uniquement)	n = 11	n = 25	n = 53	n = 27	n = 16	n = 29	n = 19	n = 31	n = 42	n = 111	n = 95	p< 0,05[a]
Mercure total	12 (3,6 – 33)	13 (4,2 – 29)	11 (3,8 – 44)	7,2 (3,2 – 27)	8,5 (2,6 – 31)	9,0 (1,8 – 38)	9,9 (1,6 – 33)	7,6 (1,2 – 30)	4,0 (0,7 – 24)	5,0 (0,2 – 40)	5,2 (0,3 – 32)	< 0,0001
Plomb	41 (8,3 – 170)	48 (17 – 140)	56 (10 – 260)	54 (27 – 130)	53 (19 – 110)	44 (10 – 140)	33 (5,2 – 130)	19 (5,8 – 85)	16 (6,6 – 77)	13 (2,7 – 230)	14 (4,2 – 62)	< 0,0001
Sélénium	AE[b]	370 (190 – 620)	320 (190 – 980)	290 (180 – 470)	300 (150 – 580)	340 (190 – 1 200)	260 (200 – 390)	270 (130 – 700)	230 (130 – 710)	320 (120 – 3 000)	300 (130 – 1 400)	0,0068
Cadmium	3,2 (0,4 – 7,5)							2,7 (0,3 – 8,0)	1,9 (0,2 – 7,6)			

[a] Analyse spéciale comme dans Donaldson et coll. (2010) à l'aide d'une régression corrigée en fonction de l'âge et de la région (Hudson et Ungava) et de l'usage du tabac (fumeur/non-fumeur). Les valeurs inférieures à la LD ont été remplacées par LD/2.

[b] AE : aucun enregistrement

Tableau 4 Tendances temporelles liées à des polluants organiques persistants sélectionnés chez les femmes inuites enceintes du Nuvavik. Les concentrations de toxaphène et de PBDE sont indiquées dans le plasma (µg/kg lipides) et les concentrations de PFOS, de APFO et de PCP sont indiquées dans le sang total (µg/L). Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (plage de données). Les résultats sont présentés pour les contaminants ayant plus de 60 % de données détectées (PSEA, 2016; communication personnelle d'Ayotte, 2015).

Année	2004	2011-2012	2013	p< 0,05[a]
Taille de l'échantillon	n = 31	n = 112	n = 95	
Toxaphène (parlar 26)	9,8 (< LD – 70)	4,5 (< LD – 49)	5,8 (< LD – 47)	0,0252
Toxaphène (parlar 50)	17 (< LD – 130)	7,1 (< LD – 65)	9,1 (< LD – 63)	0,008
PBDE-47	7,7 (< LD – 33)	< LD	AE[c]	
PBDE-153	2,0 (< LD – 12)	2,9 (< LD – 15)	AE[c]	0,0399[b]
PFOS	9,8 (3,1 – 20)	3,9 (0,7 – 23)	AE[c]	< 0,0001[b]
APFO	AE[c]	0,7 (0,2 – 2,4)	AE[c]	
PCP	0,5 (0,2 – 1,5)	0,3 (< LD – 1,8)	AE[c]	< 0,0001

[a] D'après le contraste polynomial orthogonal, corrigé en fonction de l'âge et de la région (Hudson et Ungava). Les valeurs inférieures à la LD ont été remplacées par LD/2.
[b] Valeur prédictive fondée sur l'analyse de la variance, corrigée en fonction de l'âge et de la région
[c] AE : aucun enregistrement

Figure 1 Concentrations géométriques moyennes de six polluants organiques persistants chez les femmes enceintes du Nunavik au cours de la période 1992-2013.

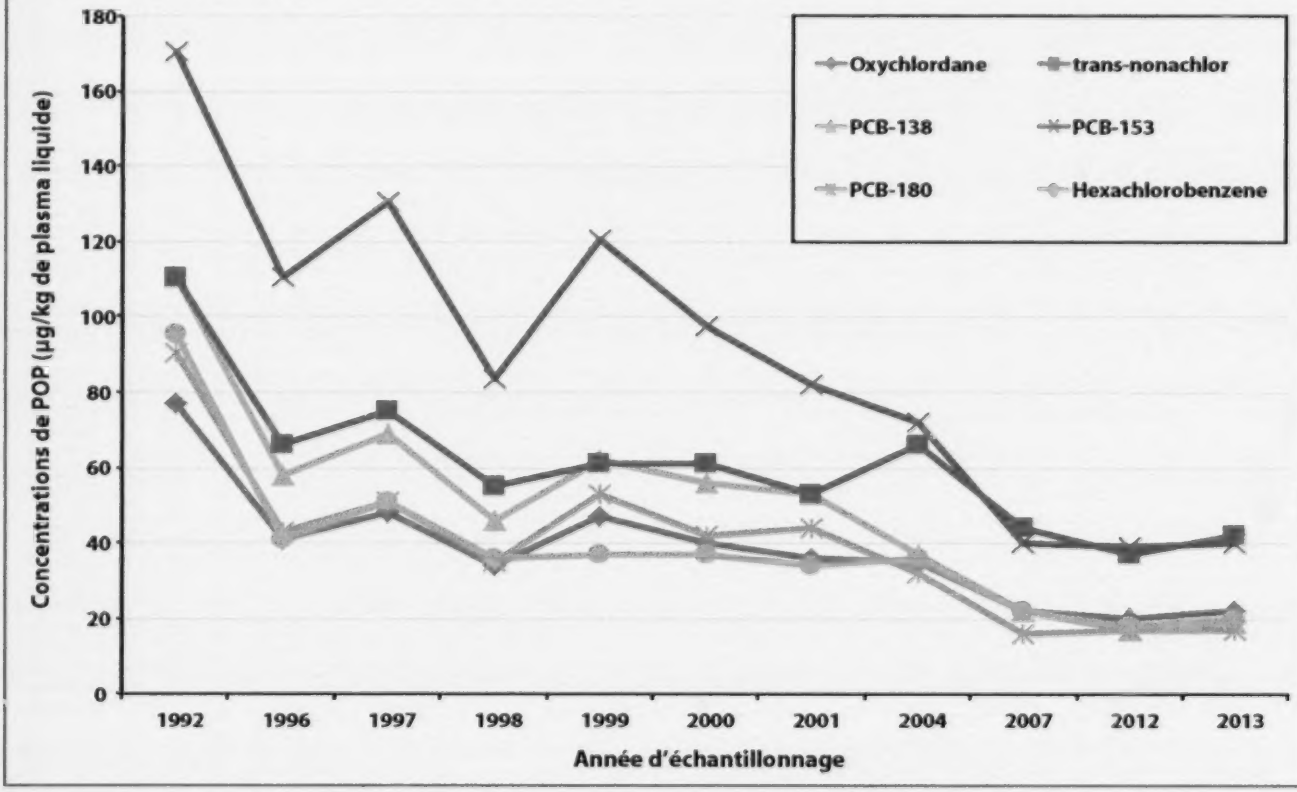
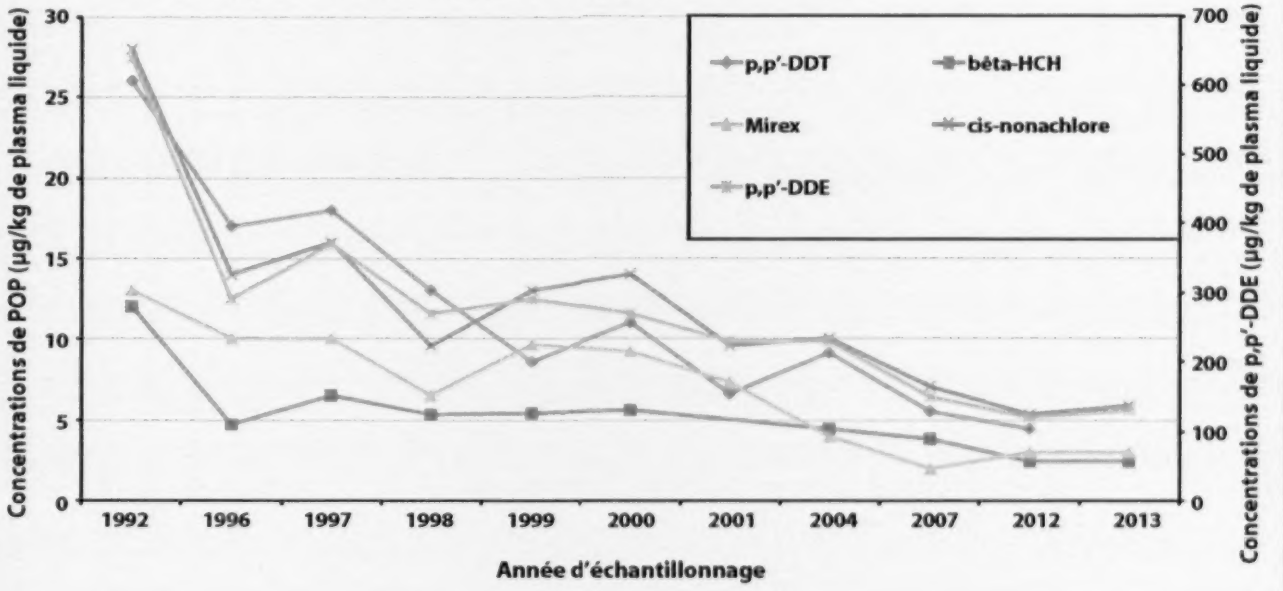


Figure 2 Concentrations géométriques moyennes de cinq polluants organiques persistants chez les femmes enceintes du Nunavik au cours de la période 1992-2013 (le p,p'-DDE est indiqué sur l'axe secondaire).



Les données sur les concentrations dans le sang sont aussi disponibles pour un nombre restreint de types de POP chez les femmes inuites enceintes du Nunavik pour 2004, 2011-2012 et 2013 (tableau 4). Des tendances temporelles ont été évaluées en s'appuyant sur les trois points de données pour le toxaphène et sur les deux points de données (sauf pour 2013) pour le PBDE-47, le PBDE-153, le pentachlorophénol (PCP), le perfluorooctane sulfonate (PFOS) et l'acide perfluorooctanoïque (APFO). On a observé une forte baisse des concentrations de ces POP (environ de moitié) dans le sang maternel de 2004 à 2011-2012 ou à 2013. Une fois de plus, le PBDE-153 fait figure d'exception; une hausse des taux a été constatée chez les mères inuites du Nunavik entre 2004 et 2011-2012.

Les concentrations de contaminants chez les enfants ayant participé à l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik (voir le chapitre 3 pour plus de détails) sont présentées dans le tableau 5. Des échantillons de sang ont été prélevés sur les mêmes enfants de 2000 à 2002 (âgés de 5 ans en moyenne) et de 2005 à 2007 (âgés de 11 ans en moyenne). On a constaté une baisse de plus de 40 % des concentrations de plusieurs POP dans le sang des enfants pendant cet intervalle. Cette baisse est probablement influencée par plusieurs facteurs, notamment la chute des niveaux de certains de ces contaminants dans l'environnement et la durée de la période d'allaitement. Il a été établi que les mères participant à l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik ont allaité un enfant ou plus pendant une période de 0,1 à 108 mois (Boucher *et coll.*, 2010); on s'attendait donc à ce que les niveaux d'exposition aux POP attribuables au lait maternel varient pour les enfants participant à cette même étude. Après la fin de l'allaitement et lors du passage à la préadolescence, on prévoyait une diminution des concentrations de POP chez ces derniers en raison d'un rythme de croissance supérieur au rythme d'ingestion d'aliments contenant des contaminants (Quinn *et coll.*, 2011). Il semble moins probable qu'une transition nutritionnelle penchant vers l'exclusion des

aliments traditionnels puisse expliquer la baisse des concentrations de POP chez ces enfants, puisque des résultats provenant de plusieurs études récentes portant sur l'alimentation des populations de Nord ont révélé que les enfants plus âgés sont plus susceptibles de consommer des aliments traditionnels que les enfants en bas âge (Gagné *et coll.*, 2012). Comme les concentrations de POP, les concentrations de mercure, de plomb et de sélénium dans le sang chez les enfants ayant participé à l'étude étaient en baisse pour les deux périodes et groupes d'âge.

Tableau 5 Concentrations de polluants organiques persistants (µg/kg lipides plasmatiques) et de métaux (µg/L sans total) dans le sang chez les enfants, extraites de l'Étude sur le développement des d'enfants au Nunavik. Les concentrations de PFOS, de APFO, de TBBPA et de PCP sont indiquées dans le sang total (µg/L). Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (plage de données) (PSEA, 2016; communication personnelle d'Ayotte, 2015).

Année	2000-2002	2005-2007
Âge moyen (tranche) (ans)	5,4 (4,7 à 6,2)	11,3 (10,2 à 14,3)
Taille de l'échantillon	n = 93	n = 93
Polluants organiques persistants		
Oxychlordane	40 (2,9 – 620)	24 (0,5 – 240)
Trans-nonachlore	56 (4,1 – 710)	40 (1,4 – 350)
p,p'-DDE	290 (38 – 3 100)	170 (23 – 1 800)
p,p'-DDT	7,8 (1,7 – 95)	4,5 (1,2 – 31)
HCB	47 (10 – 280)	26 (4,2 – 150)
ß-HCH	6,6 (1,9 – 44)	3,1 (0,6 – 21)
Mirex	4,1 (1,1 – 72)	2,3 (0,6 – 29)
Toxaphène (parlar 26)	AE[a]	3,1 (0,4 – 23)
Toxaphène (parlar 50)	AE[a]	5,1 (0,4 – 35)
BPC-99	19 (2,2 – 210)	8,8 (0,8 – 84)
BPC-118	16 (1,8 – 130)	8,4 (0,8 – 50)
BPC-138	54 (7,4 – 590)	23 (2,3 – 180)
BPC-153	84 (7,5 – 1 500)	45 (3,5 – 430)
BPC-180	31 (2,6 – 520)	18 (1,0 – 220)
PBDE-47	AE[a]	14 (2,5 – 710)
PBDE-99	AE[a]	4,0 (1,4 – 190)
PBDE-100	AE[a]	3,4 (1,2 – 110)
PBDE-153	AE[a]	6,0 (0,6 – 120)
PFOS	AE[a]	9,2 (1,9 – 32)
APFO	AE[a]	2,5 (1,1 – 12)
TBBPA[b]	AE[a]	0,01 (0,01 – 0,05)
PCP	AE[a]	1,4 (0,3 – 15)
Métaux		
Mercure total	5,9 (0,2 – 38)	3,2 (0,10 – 28)
Plomb	41 (10 – 370)	22 (5 – 130)
Sélénium	330 (160 – 2 600)	190 (71 – 750)

[a] AE : aucun enregistrement
[b] Tétrabromobisphénol A

2.2.5 Dépassements par rapport aux recommandations sur les concentrations de mercure et de plomb dans le sang

Les dépassements par rapport aux recommandations concernant les concentrations ont été calculés en se fondant sur les concentrations de mercure total et de plomb chez les Inuits des quatre régions du Nord (région désignée des Inuvialuit, Nunavut, Nunatsiavut et Nunavik). Les recommandations sur les concentrations dans le sang apparaissent dans les tableaux 6 et 7 et sont résumées ici :

- Recommandation de 50 µm/L de plomb dans le sang total chez les femmes enceintes (Centers for Disease Control and Prevention, 2010).
- Niveau d'intervention de 100 µm/L de plomb dans le sang total chez les adultes et les enfants (Santé Canada, 1994).
- Valeur recommandée provisoire et intérimaire de méthylmercure dans le sang total de 8 µm/L chez les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les enfants des deux sexes (Santé Canada, 2010).
- Valeur recommandée de méthylmercure dans le sang total de 20 µm/L chez les femmes plus âgées et les hommes adultes (Santé Canada, 2010).

Les données concernant les dépassements du tableau 6 démontrent que les femmes inuites plus âgées (46 à 90 ans) du Nunavut présentaient souvent des concentrations de mercure total et de plomb supérieures aux recommandations respectives pour le sang total comparativement aux mêmes groupes d'âge (46 à 90 ans) originaires de la région désignée des Inuvialuit ou du Nunatsiavut. Lorsque les concentrations dans le sang chez les femmes en âge de procréer (18 à 45 ans) sont comparées à la valeur recommandée provisoire et intérimaire de méthylmercure inférieure de 8 µm/L dans le sang total, 42,5 % des sujets de ce groupe originaire du Nunavut dépassaient la valeur recommandée en 2007-2008 (la valeur recommandée provisoire et intérimaire de méthylmercure inférieure de 8 µm/L pour l'ensemble du corps s'applique aussi spécifiquement si une femme est enceinte, compte le devenir ou est âgée de plus de 45 ans). Même si une proportion quelque peu inférieure des femmes enceintes du Nunavik dépassait cette recommandation en 2011-2012 (36 %) comme en 2013 (37,9 %) [tableau 7], la proportion de femmes présentant une concentration supérieure à la valeur intérimaire recommandée de 8 µm/L de méthylmercure s'est avérée être généralement en baisse au Nunavik depuis 1992. Il est évident que la proportion de femmes enceintes et de femmes en âge de procréer du Nunavik qui présentent une concentration sanguine de plomb supérieure au niveau d'intervention de 100 µm/L et supérieure à la recommandation de 50 µm/L a aussi connu une baisse constante au fil du temps au Nunavik.

Notons également que même si une plus grande proportion d'hommes du Nunavut présentaient des concentrations de méthylmercure dans le sang excédant la valeur recommandée par comparaison aux hommes des autres régions, le pourcentage d'hommes présentant des concentrations sanguines excédant le niveau d'intervention était plus élevé dans la région désignée des Inuvialuit qu'au Nunavut ou au Nunatsiavut, malgré le fait que les hommes inuits du Nunavut présentent une concentration géométrique moyenne de plomb dans le sang légèrement supérieure.

En 2007-2008, autour de 10 % des participants adultes à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavut exhibaient des concentrations de plomb dans le sang total supérieures au niveau d'intervention (Fillion *et coll.*, 2014). Ces participants qui présentaient des taux de plomb dans le sang de 100 µm/L ou plus ainsi que les adultes et les enfants de leurs ménages étaient invités à fournir de nouveaux échantillons de sang en 2012. Au cours de ce suivi auprès de

100 adultes et 56 enfants, on a déterminé que la poussière était probablement la principale source de plomb dans les ménages des personnes présentant les taux de plomb les plus élevés. De plus, lorsqu'ils sont comparés à ceux retrouvés dans le sang des participants, les rapports isotopiques du plomb dans l'environnement laissaient supposer que le plomb provenant de la peinture et des munitions pouvait contribuer à la charge de plomb se trouvant dans la poussière domestique. L'exposition au plomb due à la consommation d'aliments traditionnels était relativement faible dans cette étude de suivi (Fillion *et coll.*, 2014).

L'un des principaux obstacles auxquels font face les scientifiques de l'hygiène de l'environnement s'est révélé être le nombre restreint de lignes directrices cliniques sur lesquels s'appuyer lors de l'interprétation des données de biosurveillance pour les individus et pour éclairer les décisions cliniques concernant les effets néfastes des produits chimiques (Morello-Frosch *et al.*, 2009). Il existe un nombre limité de produits chimiques pour lesquels une quantité suffisante de données existe afin d'établir une approche fondée sur les tissus; cependant, des recommandations concernant les concentrations de mercure et le plomb dans le sang ont été décrites à la section 2.5.5. La recommandation de Santé Canada portant sur les PCB datant d'une décennie (aujourd'hui considérée comme dépassée et non pertinente) était destinée à être comparée à des mesures équivalentes d'Aroclor 1260 dans le sang total; elle constituait une méthode analytique utilisée au moment de l'établissement de la recommandation. L'utilisation de la norme pour l'Aroclor 1260 est aujourd'hui peu fréquente pour mesurer les taux de PCB dans le sang prélevé pendant les études de biosurveillance (Liberda *et coll.*, 2007).

Heureusement, d'autres méthodes ont été mises au point pour interpréter les données de biosurveillance. Une de ces méthodes se veut être l'élaboration des équivalents de biosurveillance (EB); ces derniers constituent des estimations de la concentration du biomarqueur d'un produit chimique dans un tissu ou dans un liquide biologique (p. ex. le sang ou l'urine) qui correspondent avec les valeurs d'exposition actuellement recommandées, comme la dose quotidienne admissible (Hays *et coll.*, 2008). L'EB peut être utilisés comme outil de dépistage pour placer les données de biosurveillance dans un contexte de risques pour la santé publique à l'échelle de la population. En raison des hypothèses générales présentées dans les estimations, les EB sont destinés à une analyse englobant la totalité de la population plutôt qu'à une comparaison entre les individus. Il n'est généralement pas recommandé d'utiliser les EB pour interpréter des résultats de biosurveillance des contaminants pour les individus (p. ex. traitement clinique); cependant, un jugement scientifique professionnel peut à l'occasion permettre de comparer les EB aux résultats de biosurveillance provenant d'une région plus petite ou d'une sous-population (LaKind *et coll.*, 2008).

Des EB ont été mis au point pour plus de 100 composés (Hays *et coll.*, 2007; Hays *et coll.*, 2008; Kirman *et coll.*, 2011; Krishnan *et coll.*, 2011), notamment les POP mesurés dans les études du PLCN comme l'hexachlorobenzène (HCB) [Aylward *et coll.*, 2010; St-Amand *et coll.*, 2014]. Des travaux additionnels sur l'application des EB pour l'interprétation des données de biosurveillance provenant des régions arctiques aideraient les chercheurs

et les praticiens en santé publique lors de l'interprétation des données sur l'exposition à l'échelle des populations du Nord. Par exemple, un équivalent de sang total a été calculé pour les taux de sélénium chez les humains (480 µm/L; Hays *et coll.* 2014), en se fondant sur l'apport maximal tolérable (AMT) de sélénium (400 µm/jour) établi par l'Institute of Medecine pour l'apport provenant des aliments et des suppléments (Institute of Medicine, 2000). Il reste cependant à déterminer s'il existe un seuil de sélénium plus approprié aux communautés du Nord ayant un apport élevé en sélénium et consommant certains aliments d'origine marine réputés pour être particulièrement riches en sélénium.

Puisque les EB peuvent être utilisés comme outil de dépistage à l'échelle de la population, mais pas à l'échelle individuelle, leur inclusion réussie dans les études du PLCN nécessitera la mise au point de matériel de communication propre aux populations du Nord (LaKind *et coll.*, 2008). Il est utile de prendre en considération que le manque de recommandations cliniquement pertinentes fondées sur les tissus pour l'interprétation de la majorité des résultats de biosurveillance à l'échelle individuelle pourrait donner aux participants l'impression que les chercheurs se gardent de divulguer de l'information pertinente à leur santé ainsi qu'à celle de leurs familles. Par conséquent, le codéveloppement de cadres de communications avec les partenaires des collectivités, les détenteurs de connaissances locaux, les scientifiques œuvrant dans le domaine de la santé publique et les experts en communication des risques qui soulignent la transparence, l'assurance et l'incertitude, les avantages et les limites des EB et le droit d'accès à l'information revêtira une importance cruciale pour les projets de biosurveillance dans le nord du Canada.

2.2.6 Comparaison entre le nord et le sud du Canada

Les concentrations de plusieurs polluants organiques persistants et de métaux dans le sang chez les Inuits adultes du Nord ayant participé à l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) et à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004) sont présentées en regard des données de la population générale du Canada recueillies pendant le cycle 1 (2007-2009) [Santé Canada, 2010a] de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) [Haines et Murray, 2012], dans les tableaux 8 et 9. Cette présentation permet de comparer en parallèle les données de biosurveillance du nord et du sud du Canada sur des périodes de temps similaires à l'aide de vastes échantillons représentatifs des populations échantillonnées dans leur région respective.

Les données des tableaux 8 et 9 indiquent que les Inuits du Nord ont été davantage exposés à certains POP, au mercure, au plomb et au cadmium que les personnes vivant dans le sud du pays, et qu'ils ont consommé des quantités plus élevées de sélénium. Le tabagisme, source importante d'exposition au cadmium, était très répandu parmi les participants à l'Enquête sur la santé des Inuits et à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik. En effet, la proportion de fumeurs dans ces populations inuites est de 70 % (Fontaine *et coll.*, 2008; Egeland, 2010a, 2010b, 2010c). En revanche, la concentration moyenne de cadmium dans le sang (0,28 µg/L) des participants à l'Enquête sur la santé des Inuits qui n'étaient pas fumeurs était de 3 à 10 fois inférieure à celle de la population inuite générale échantillonnée au cours de la même enquête (Laird *et coll.*, 2013b).

Tableau 6 Dépassements (en %) par rapport aux recommandations concernant les concentrations de mercure total et de plomb dans le sang total des adultes inuits, d'après l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008; région désignée des Inuvialuit, Nunavut, Nunatsiavut), y compris les femmes en âge de procréer (18 à 45 ans), les femmes (46 à 90 ans) et les hommes (18 à 89 ans) (communication personnelle de Chan, 2016).

Échantillon	n	Mercure total		Plomb	
		≥ 8 µg/L[a]	≥ 20 µg/L[b]	≥ 50 µg/L[c]	≥ 100 µg/L[d]
Femmes en âge de procréer (18 à 45 ans)					
Région désignée des Inuvialuit	103	15,6	--	6,8	0
Nunavut	644	42,5	--	15,0	3,3
Nunatsiavut	88	6,2	--	10,2	1,1
Toutes les régions (trois)	835	35,3	--	13,5	2,6
Femmes (46 à 90 ans)					
Région désignée des Inuvialuit	84	--	16,7	--	8,3
Nunavut	333	--	41,8	--	16,2
Nunatsiavut	77	--	0	--	3,9
Toutes les régions (trois)	494	--	31,0	--	13,0
Hommes (18 à 89 ans)					
Région désignée des Inuvialuit	92	--	12,0	--	16,3
Nunavut	650	--	29,4	--	12,3
Nunatsiavut	98	--	3,1	--	6,1
Toutes les régions (trois)	840	--	24,4	--	12,0

[a] Valeur recommandée provisoire et intérimaire pour la concentration de méthylmercure dans le sang chez les enfants, les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer (Environnement Canada, 2010)
[b] Valeur recommandée pour la concentration de méthylmercure dans le sang des adultes des adultes (Environnement Canada, 2010)
[c] Recommandation relative à la concentration de plomb dans le sang pour les femmes enceintes (Centers for Disease Control and Prevention, 2010).
[d] Niveau d'intervention relatif à la concentration de plomb dans le sang chez les adultes et les enfants (Santé Canada, 1994)

Tableau 7 Dépassements (en %) par rapport aux recommandations concernant les concentrations de mercure total et de plomb dans le sang total des femmes inuites du Nunavik, y compris les femmes en âge de procréer et les femmes enceintes (PSEA, 2016).

Échantillon		n	Âge moyen (tranche) (ans)	Mercure total	Plomb	
				≥ 8 µg/L[a]	≥ 50 µg/L[b]	≥ 100 µg/L[c]
1992	*WCBA*	170	28 (18–39)	76.2	73.8	26.2
1996–1997	*PW*	78	25 (15–41)	71.8	60.3	11.5
1998–1999	*PW*	43	25 (15–37)	51.2	48.8	16.3
2000–2001	*PW*	47	26 (17–39)	61.7	38.3	8.5
2004	*WCBA*	283	28 (18–39)	53.2	15.8	2.9
2004[d]	*PW*	31	27 (18–42)	51.6	6.4	0
2007	*PW*	42	24 (18–37)	16.7	4.8	0
2011–2012	*PW*	111	24 (18–39)	36	3.6	1.8
2013	*PW*	95	24 (18–41)	37.9	1.0	0
Tendance prédictive[e]				<0.0001	<0.0001	<0.0001

[a] Valeur recommandée provisoire et intérimaire pour la concentration de méthylmercure dans le sang chez les enfants, les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer (Environnement Canada, 2010)
[b] Recommandation relative à la concentration de plomb dans le sang pour les femmes enceintes (Centers for Disease Control and Prevention, 2010).
[c] Niveau d'intervention relatif à la concentration de plomb dans le sang chez les adultes et les enfants (Santé Canada, 1994)
[d] Non inclus dans le test des tendances
[e] D'après le test des tendances de Cochrane-Armitage

Les concentrations d'oxychlordane, de BPC-153, de BPC-180, de mercure, de plomb et de sélénium étaient généralement 2 à 11 fois plus élevées chez les femmes et les hommes inuits des quatre régions du nord du Canada que chez les participants au cycle 1 de l'ECMS. En revanche, la moyenne géométrique des taux de POP et de sélénium dans le sang des adultes inuits du Nunatsiavut (qui ont jusqu'à présent tendance à consommer de moindres quantités de mammifères marins) était souvent semblable, voire inférieure aux concentrations moyennes géométriques observées au sud du Canada pendant la période 2007-2009. Les concentrations moyennes de PBDE-47 étaient plus élevées chez les hommes et les femmes ayant participé à l'ECMS que chez les adultes inuits des quatre régions septentrionales. Toutefois, si l'on examine les données de l'ECMS concernant les femmes en âge de procréer selon le pays de naissance, on observe que les femmes nées à l'étranger ont été davantage exposées à différents POP que les Canadiennes. La charge en contaminants dans l'organisme des femmes en âge de procréer nées à l'étranger était souvent semblable à celle des femmes inuites de la région désignée des Inuvialuit et du Nunatsiavut en âge de procréer. Par ailleurs, les concentrations moyennes de p,p'-DDE chez les femmes en âge de procréer nées à l'étranger ayant participé à l'ECMS étaient de 2 à 10 fois supérieures à celles des femmes canadiennes en âge de procréer dans le sud du pays et dans les régions inuites du Nord.

Ces observations sont corroborées par les données de biosurveillance relatives aux femmes enceintes pour la première fois dans les régions d'Inuvik et de Baffin, ainsi que dans cinq centres du sud du Canada, recueillies dans le cadre d'une étude de biosurveillance maternelle menée par la Commission de coopération environnementale (CCE) [Curren *et coll.*, 2014]. L'examen des échantillons sanguins prélevés durant la période 2005-2007 pour ces études du PLCN et de la CCE a mis en évidence d'importants écarts dans les concentrations de différents POP, de mercure et de plomb entre les femmes enceintes du nord et du sud du Canada, après une correction pour tenir compte de l'âge. La moyenne géométrique corrigée en fonction de l'âge la plus élevée des concentrations de POP et de métaux a généralement été observée chez les Inuits des deux régions septentrionales. Les mères du sud du Canada nées à l'étranger ayant participé à l'étude de la CCE présentaient les concentrations individuelles de p,p'-DDE et de β-hexachlorocyclohexane (β-HCH) les plus élevées. En revanche, la concentration moyenne géométrique corrigée en fonction de l'âge de β-HCH était plus élevée dans le groupe des mères du nord du pays, et les mères inuites de Baffin présentaient également de fortes concentrations de p,p'-DDE (Curren *et coll.*, 2014). Les concentrations de PBDE-153 étaient nettement supérieures chez les femmes du sud du pays.

Le tableau 9 illustre également les données relatives à la concentration sanguine de métaux chez les enfants ayant participé au cycle 1 de l'ECMS (6 à 11 ans) et dans deux groupes d'âge au Nunavik (âges moyens de 5 et 11 ans). Bien que les tranches d'âge ne soient pas identiques pour les enfants du nord et du sud du pays, et bien que les effets de la croissance et d'autres facteurs soient susceptibles d'influencer les concentrations sanguines de ces groupes d'enfants, ces données indiquent dans une certaine mesure que les enfants inuits du Nunavik ont été significativement plus exposés au mercure et au plomb au cours de leur croissance que les enfants de la population générale canadienne. Le profil d'exposition du sélénium est moins clair. Bien que la concentration moyenne géométrique de sélénium chez les enfants du Nunavik âgés de 5 ans soit près de deux fois plus élevée que celle des enfants ayant participé au cycle 1 de l'ECMS, à l'âge de 11 ans, ces deux groupes présentaient la même moyenne géométrique.

Tableau 8 Concentrations de polluants organiques persistants sélectionnés (µg/kg lipides plasmatiques)[a] dans le sang chez les Inuits, extraites de l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008; région désignée des Inuvialuit, Nunavut, Nunatsiavut) et de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004), et pour la population canadienne du cycle 1 (2007-2009) de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (Egeland, 2010a, 2010b, 2010c; Santé Canada, 2010a; Curren et coll., 2014; communication personnelle d'Ayotte, 2015).

Échantillon (tranche d'âge; ans)	Oxychlordane	p,p'-DDE	ß-HCH	BPC-153	BPC-180	PBDE-47
Femmes en âge de procréer						
ECMS, cycle 1 (20 à 39)	**2,3**	**100**	**4,8**	**8,2**	**5,8**	**11**
ECMS, cycle 1, personnes nées au Canada uniquement (20 à 41)	**2,1**	**67**	**2,6**	**7,2**	**5,3**	**12**
ECMS, cycle 1, personnes nées à l'étranger uniquement (20 à 41)	**3,3[E]**	**500[E]**	**[F]**	**15[E]**	**8,9[E]**	**< LD[E]**
Région désignée des Inuvialuit (18 à 39)	8,5	80	3,7	18	7,4	9,9
Nunavut (18 à 39)	22	150	5,5	47	22	8,8
Nunavik (18 à 39)	34	280	4,8	82	38	6,6
Nunatsiavut (20 à 39)	2,5	56	1,6	18	11	7,0
Femmes adultes						
ECMS, cycle 1 (20 à 79)	**4,4**	**170**	**7,5**	**18**	**15**	**10**
Région désignée des Inuvialuit (18 à 90)	34	240	13	62	26	8,8
Nunavut (18 à 90)	56	280	12	110	51	7,9
Nunavik (18 à 74)	66	470	8,1	160	75	5,9
Nunatsiavut (20 à 79)	8,0	150	3,5	61	44	7,1
Hommes adultes						
ECMS, cycle 1 (20 à 79)	**4,0**	**130**	**5,5**	**18**	**16**	**9,7**
Région désignée des Inuvialuit (18 à 81)	91	470	28	150	70	6,6
Nunavut (18 à 89)	100	410	19	200	110	7,9
Nunavik (18 à 74)	66	460	8,1	190	110	5,9
Nunatsiavut (18 à 89)	14	190	3,9	110	94	9,6

[a] ECMS, cycle 1 (2007-2009) : Les lipides ont été mesurés dans le sérum, tandis que le produit chimique a été mesuré dans le plasma.
[E] Avertissement : Une grande variabilité de l'échantillonnage est associée aux estimations. Les résultats devraient être interprétés avec prudence.
[F] L'utilisateur est informé que ces estimations ne sont pas d'une qualité acceptable, tel qu'il est déterminé par les directives sur les rejets de Statistique Canada, et sont supprimées.

Tableau 9 Concentrations de métaux (µg/L sang total) dans le sang chez les Inuits, extraites de l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008; région désignée des Inuvialuit, Nunavut, Nunatsiavut), de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004) et de l'Étude sur le développement des enfants du Nunavik, et pour la population canadienne du cycle 1 (2007-2009) de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS). Les données sont présentées en tant que moyennes géométriques (Egeland, 2010a, 2010b, 2010c; Santé Canada, 2010a; Curren et coll., 2014; communication personnelle d'Ayotte, 2015; communication personnelle de Chan, 2015; analyse spéciale de Santé Canada, 2015).

Échantillon (tranche d'âge; ans)	Mercure total	Plomb	Sélénium	Cadmium
Enfants				
ECMS, cycle 1 (6 à 11)	0,27	9,0	190	0,10
Nunavik, 2000-2002 (4,7 à 6,2)	5,9	41	330	AE[a]
Nunavik, 2005-2007 (10,2 à 14,3)	3,2	22	190	AE[a]
Femmes en âge de procréer				
ECMS, cycle 1 (20 à 39)	0,70	8.9	200	0,36
ECMS, cycle 1, personnes nées au Canada uniquement (15 à 41)	0,54	8,1	200	0,32
ECMS, cycle 1, personnes nées à l'étranger uniquement (15 à 41)	1,1[E]	11	200	0,40
Région désignée des Inuvialuit (18 à 39)	2,1	18	240	1,6
Nunavut (18 à 39)	5,0	22	290	2,1
Nunavik (18 à 39)	8,4	27	280	3,4
Nunatsiavut (20 à 39)	1,7	15	190	1,5
Femmes adultes				
ECMS, cycle 1 (18 à 79)	0,80	13	200	0,46
Région désignée des Inuvialuit (18 à 90)	4,1	28	290	1,3
Nunavut (18 à 90)	7,9	32	340	1,8
Nunavik (18 à 74)	12	34	300	3,0
Nunatsiavut (20 à 79)	2,8	22	200	1,2
Hommes adultes				
ECMS, cycle 1 (18 à 79)	0,81	17	210	0,37
Région désignée des Inuvialuit (18 à 81)	5,6	45	320	1,3
Nunavut (18 à 89)	9,4	46	350	1,7
Nunavik (18 à 74)	9,2	46	280	2,9
Nunatsiavut (18 à 89)	4,2	40	230	1,0

[E] Avertissement : Une grande variabilité de l'échantillonnage est associée aux estimations. Les résultats devraient être interprétés avec prudence.

[a] AE : aucun enregistrement

2.2.7 Biosurveillance de la population dans le nord du Canada

Ces dix dernières années, diverses études de biosurveillance visant à caractériser l'exposition humaine aux substances chimiques environnementales et professionnelles ont été menées dans le nord du Canada. Collectivement, ces travaux se sont concentrés sur des groupes de population qui : 1) n'avaient pas été inclus dans des études nationales de biosurveillance représentatives examinant la population générale, comme l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (Haines et Murray, 2012), ou dans des études ayant procuré autrement une vaste couverture des habitants du Canada, comme l'Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC) dans le sud du Canada (Arbuckle et coll., 2013) et l'Enquête sur la santé des Inuits au nord du pays (Saudny et coll., 2012); 2) n'avaient pas été inclus dans des initiatives de biosurveillance de la population auprès des Premières Nations dans les 10 provinces (p. ex. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations [EANEPN], Initiative de biosurveillance des Premières nations [IBPN]) [Chan et coll., 2011; Assemblée des Premières Nations, 2013]; et 3) sont susceptibles de connaître des niveaux d'exposition plus élevés que la population générale canadienne.

Parfois, la biosurveillance de la population au nord du Canada comprenait le prélèvement régulier d'échantillons biologiques dans des milieux de travail spécifiques en application de la législation en matière d'hygiène au travail dans certaines régions du Canada et ailleurs. Par exemple, les niveaux d'exposition à l'arsenic des personnes travaillant à l'assainissement de la mine Giant de Yellowknife sont mesurés régulièrement, et les résultats sont communiqués à la Commission de sécurité au travail et d'indemnisation des travailleurs des Territoires du Nord-Ouest. Outre cette biosurveillance au travail, des études de biosurveillance à l'échelle de la population ont ciblé l'exposition aux contaminants dans certaines collectivités des Premières nations, des Métis et des Inuits du Nord canadien.

2.2.7.1 Étude sur le mercure à Tulita

Tulita est une communauté dénée/métisse de la région du Sahtu, dans les Territoires du Nord-Ouest. En 2010, le ministère de la Santé et des Services sociaux des Territoires du Nord-Ouest (MSSS) a établi que la concentration de mercure dans certaines espèces de poissons prédateurs (p. ex. doré jaune, touladi) avait augmenté dans deux lacs (lac Kelly, lac Ste-Thérèse) de la région du Sahtu (MSSS, 2010). Un avis alimentaire a recommandé à la population générale de ne pas consommer plus de deux portions de touladi pêché dans le lac Kelly par semaine, tandis que les femmes en âge de procréer devaient se limiter à deux portions par mois. Par ailleurs, on a observé que les concentrations de mercure de poissons prédateurs dans le lac Ste-Thérèse avaient triplé depuis le début des années 1990, pour atteindre des niveaux si élevés que l'avis recommandait d'éviter complètement de consommer ces espèces.

L'avis sur le mercure (MSSS, 2010) a suscité une grande inquiétude chez de nombreux membres de la communauté de Tulita, ce qui a débouché sur la création d'un projet de biosurveillance participatif afin de caractériser plus précisément l'exposition et le risque de cette collectivité (Delormier, 2012). À cette fin, 68 résidents de Tulita, y compris des enfants (moins de 12 ans), des adultes (18 à 64 ans) et des aînés (plus de 65 ans) ont participé au projet de biosurveillance du mercure. Les concentrations de mercure ont été mesurées dans des échantillons de cheveux prélevés sur les participants à Tulita pendant les saisons d'été (2010) et d'hiver (2011). De plus, les participants ont rempli un questionnaire sur leur alimentation décrivant la fréquence à laquelle ils consommaient des espèces de poissons prédateurs et non prédateurs pêchés localement.

Les résidents de Tulita ont été rassurés par le fait que malgré l'augmentation des concentrations de mercure dans les espèces de poissons prédateurs vivant dans certains lacs avoisinants, les expositions au mercure restaient faibles au sein de leur collectivité. Parmi les 68 participants ayant fourni des échantillons pour l'analyse de l'exposition au mercure, moins de 5 % dépassaient 5 µg/g de cheveux, une valeur de dépistage considérée comme acceptable pour cette étude. Toutefois, aucun ne dépassait 25 µg/g, seuil pour lequel les enquêteurs jugeaient nécessaire une intervention immédiate par un professionnel de la santé (Delormier, 2012). En outre, parmi les individus les plus vulnérables de leur collectivité (p. ex. enfants, femmes en âge de procréer), aucun ne dépassait la concentration de mercure justifiant un suivi. Des entrevues qualitatives avec huit résidents de Tulita ont mis en évidence l'extrême importance du poisson dans l'alimentation et la culture des Dénés et des Métis (voir également le chapitre 4) (Delormier, 2012).

2.2.8 Partenariats efficaces connus pour la biosurveillance dans le nord du Canada

2.2.8.1 Biosurveillance dans les régions du Dehcho et du Sahtu

Un projet de biosurveillance financé par le PLCN est mené par des chercheurs de l'Université de Waterloo, de l'Office des ressources renouvelables du Sahtu et du Programme autochtone de gestion des ressources aquatiques et océaniques dans le Dehcho (PAGRAO Dehcho) dans les régions du Dehcho et du Sahtu, dans les Territoires du Nord-Ouest. Au total, les régions du Dehcho et du Sahtu, où vivent de nombreuses communautés de toutes tailles, hébergent environ 6 500 membres des Premières Nations et du peuple métis. La nourriture traditionnelle, y compris l'orignal et le poisson sauvage comme le doré jaune, le grand brochet, le touladi et le grand corégone, fait partie intégrante de la santé, du bien-être et de la sécurité alimentaire des peuples autochtones des Territoires du Nord-Ouest (Berti *et coll.*, 1998, Kuhnlein *et coll.*, 2004, Nakano *et coll.*, 2005, Kuhnlein et Receveur, 2007). Cependant, depuis 2007, des préoccupations au sujet de l'exposition au méthylmercure ont donné lieu à une série d'avis alimentaires suggérant de limiter la consommation de poissons prédateurs (notamment le touladi, le grand brochet et le doré jaune) dans certains lacs des régions du Dehcho et du Sahtu (MSSS, 2012). De plus, compte tenu des taux élevés de cadmium, le gouvernement territorial a émis un avis incitant la population à limiter sa consommation de foie et de reins d'orignaux chassés dans la partie méridionale des monts Mackenzie (MHSS, 2009). La présence de contaminants comme le mercure et le cadmium a pu avoir une certaine incidence sur ce régime alimentaire d'une grande valeur culturelle et a possiblement compromis la sécurité alimentaire de ces communautés autochtones des Territoires du Nord-Ouest.

Des travaux pilotes ont été entrepris en 2014-2016 pour soutenir la création d'un projet de biosurveillance humaine dans les régions du Dehcho et du Sahtu des Territoires du Nord-Ouest. Ces activités incluaient la participation des membres d'équipe au troisième atelier annuel sur le retour aux aliments traditionnels (Annual Return to Country Foods Workshop) organisé à Jean Marie River, camp de recherche transculturelle du Sahtu (le long du fleuve Mackenzie, entre Norman Wells et Fort Good Hope), ainsi que des consultations dans les collectivités de Jean Marie River, Kakisa, Tulita et Deline, dans les Territoires du Nord-Ouest. Ces visites ont orienté directement plusieurs aspects du plan de travail du projet de biosurveillance, y compris la sélection des collectivités, l'élaboration d'un programme de création de capacités locales, la conception des réunions de consultation publique, la sélection des contaminants préoccupants et la définition des critères d'inclusion des participants. Par

ailleurs, ces rencontres ont permis à l'équipe de recherche de consulter les dirigeants et les membres des communautés afin de s'informer sur les préoccupations et les priorités locales, ainsi que sur les intérêts de recherche. Qui plus est, ces conversations ont permis d'établir un climat de confiance et de dialogue et ont confirmé l'opinion commune qui veut que le travail proposé corresponde au contexte de la promotion de la nourriture traditionnelle dans les Territoires du Nord-Ouest. Les résultats de ces consultations ont été consignés officiellement dans des ententes bilatérales de recherche fournissant un aperçu de la portée du projet, des procédures à mettre en place, des responsabilités des chercheurs et de la communauté des Premières Nations participante, ainsi que du plan de gestion des données.

4e place Lyonnais Marie-Claude - parhélie_OUT

Les initiatives de biosurveillance couronnées de succès dans les communautés autochtones du Canada, par exemple celles qui sont citées aux sections 2.2.6 et 2.2.7, reposent sur des partenariats réciproques et une consultation en bonne et due forme (Delormier, 2012; Saudny et coll., 2012). Parmi ces partenariats, les principaux sont ceux qui ont été instaurés avec les membres et les dirigeants des communautés. L'engagement communautaire est essentiel, car l'efficacité des décisions en matière de gestion des risques dépend souvent du degré d'intégration des communautés dans les processus de caractérisation de l'exposition et des risques (Friendship et Furgal, 2012). Ces partenariats et cet engagement sont particulièrement importants pour établir la confiance, et ils ouvrent des voies permettant l'échange de connaissances et leur perfectionnement collectif (Friendship et Furgal, 2012). Cependant, outre les relations qui doivent être établies avec les communautés, de nombreuses autres parties intéressées doivent être mobilisées, par exemple les autorités territoriales ou régionales de santé publique, les associations de chasse et de trappage, le personnel du bureau de santé et de la clinique à l'échelle locale ou régionale, le Comité régional des contaminants compétent et les groupes de défense autochtones.

L'inclusion de représentants fédéraux (comme Santé Canada) peut s'avérer particulièrement utile afin de veiller à ce que les méthodes utilisées pour la recherche dans le Nord soient cohérentes avec celles d'autres études de biosurveillance menées au Canada. Une telle cohérence entre les études est essentielle pour permettre de répondre à une question clé implicite à la plupart des projets de biosurveillance réalisés dans le nord du pays : *la communauté en question a-t-elle été davantage exposée par rapport à la population générale canadienne?* En outre, les partenaires des communautés plaident en faveur de liens plus étroits entre le travail des spécialistes de la qualité environnementale et celui des chercheurs en santé publique. Ces liens sont considérés comme autant de manières d'aplanir les barrières entre les disciplines et de garantir que la recherche en santé publique demeure informée par la science de l'environnement, et vice-versa (Lafontaine, 2014).

Plusieurs cadres permettent aux individus et aux organisations de participer à la recherche sur la biosurveillance. Dans le cas de l'Enquête sur la santé des Inuits par exemple, des comités directeurs ont été constitués dans chacune des trois régions participantes, à savoir le Nunavut, le Nunatsiavut et la région désignée des Inuvialuit (Saudny et coll., 2012). En raison d'écarts en matière de capacité et de différences dans les structures de gouvernance entre les régions, la composition de chaque comité directeur a été expressément adaptée à chaque région. La pratique exemplaire veut que la structure d'un comité directeur soit déterminée grâce à des échanges entre les communautés en question et les parties intéressées, plutôt qu'en essayant d'imposer une structure conçue à un autre moment, dans un autre endroit ou pour un autre contexte.

Quelle que soit la structure d'un comité directeur (et également en cas de création d'un comité directeur), le dialogue avec les membres de la communauté est important dès le début et tout au long d'une étude de biosurveillance humaine afin de veiller à ce que l'étude tienne compte des intérêts et des préoccupations des membres. Les sujets de ces conversations changent pour chaque situation, emplacement et communauté. Cependant, les thèmes communs comprennent la détermination des contaminants et des voies d'exposition préoccupants, la décision d'inclure ou d'exclure certains groupes dans l'échantillonnage (p. ex. enfants, femmes

enceintes, nouvelles mères) et l'élaboration de stratégies concernant le retour des résultats. Dans la mesure du possible, ces échanges doivent être menés dans le cadre de rencontres en face à face bien avant la préparation d'une proposition de recherche de biosurveillance. Par conséquent, il est souvent dans l'intérêt de toutes les parties impliquées d'intégrer ces conversations dans des ententes bilatérales de recherche communautaire formalisant les attentes et les responsabilités de la communauté et de l'enquêteur participant au projet.

2.3 Méthodes pour évaluer l'exposition humaine aux contaminants

2.3.1 Approches complémentaires pour décrire les expositions humaines : dose interne ou externe

L'élaboration d'approches efficaces de gestion des risques liés aux préoccupations relatives aux contaminants dépend de caractérisations à jour et adaptées à la culture des risques associés aux contaminants. À son tour, l'utilité de ces caractérisations des risques est fondée sur la disponibilité de mesures d'exposition représentatives et précises. En général, il y a deux approches de modélisation distinctes mais complémentaires pour décrire les expositions humaines aux contaminants : les modèles de dose interne et de dose externe (Secton *et coll.*, 2004).

Dans la première approche, les niveaux d'exposition aux produits chimiques sont évalués directement en mesurant une « dose interne », c'est-à-dire la concentration de produits chimiques dans les tissus ou les liquides biologiques des personnes qui participent à des études de biosurveillance (voir la section 2.2.1; Sexton *et coll.*, 2004). Souvent, la biosurveillance est considérée comme étant l'étalon de référence parce qu'elle fournit une mesure directe du niveau interne d'un contaminant après qu'il a été intégré dans le corps et auquel les résultats en santé sont étroitement liés. Cependant, les biomarqueurs de l'exposition ne peuvent généralement pas fournir de preuve des sources qui sont à l'origine de l'exposition parce qu'ils représentent la somme de toutes les sources d'un produit chimique (Metcalf et Orloff, 2004). Les chercheurs en santé publique et les scientifiques étudiant l'exposition ont accès à un ensemble croissant d'équivalents de biosurveillance et de recommandations fondées sur les tissus (voir la section 2.2.5) pour interpréter les données de biosurveillance dans un contexte de risques pour la santé.

Les chercheurs peuvent aussi tenter de reconstruire les niveaux d'exposition aux contaminants auxquelles les personnes et les populations font face selon les niveaux de ces contaminants dans l'environnement, de même que selon la mesure dans laquelle ces personnes et populations interagissent avec leur environnement. En matière d'évaluation de l'exposition alimentaire, qui est une voie d'exposition particulièrement importante pour les résidants du Nord, les estimations de la « dose externe » entreprise à l'aide de reconstructions des doses peuvent être influencées par un certain nombre de facteurs. Ces facteurs sont liés à des niveaux parfois substantiels d'incertitude dans les variables d'entrée des modèles de reconstruction des doses (p. ex. disponibilité des contaminants dans les aliments, concentrations de contaminants dans les aliments tels qu'ils sont préparés et consommés, poids corporel d'une personne). De plus, l'incertitude des résultats des questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments peut nuire à l'interprétation des estimations de la dose alimentaire externe,

car les répondants peuvent déclarer une plus grande consommation d'aliments particuliers en combinant ou en mélangeant des types d'aliments semblables (p. ex. Delormier, 2012) ou déclarer un moins grand apport énergétique (Dhurandhar *et coll.*, 2015).

Quoi qu'il en soit, les reconstructions des doses fondées sur les concentrations de contaminants dans l'environnement offrent plusieurs avantages. À ce titre, les reconstructions des doses sont fondées sur des estimations provenant de chaque source, et les mesures de la dose externe peuvent fournir des renseignements essentiels sur les principales sources contribuant à l'exposition (Santé Canada, 2010b). De tels détails concernant les moteurs de l'exposition sont particulièrement importants pour l'élaboration de stratégies visant à réduire les niveaux d'exposition aux contaminants. En outre, l'utilisation de telles approches de reconstruction des doses facilite la conception de modèles qui pourraient permettre de prédire les niveaux d'exposition futurs en fonction des changements dans les habitudes alimentaires, dans la production et les émissions de produits chimiques et dans les variables climatiques (voir la section 2.3.3). Ces mesures de la dose externe peuvent facilement être comparées aux valeurs toxicologiques recommandées (p. ex. dose quotidienne admissible d'un produit chimique) élaborées par les organismes nationaux ou internationaux (p. ex. Santé Canada, 2010c; Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires, 2010).

Les caractérisations de l'exposition alimentaire liées aux contaminants dans les aliments traditionnels ou vendus sur le marché ont parfois inclus des tentatives d'évaluation de la corrélation entre les estimations de la dose externe et des mesures de la dose interne fondées sur la biosurveillance. Par exemple, quand l'apport alimentaire de deux métaux provenant des aliments traditionnels a été comparé aux concentrations dans le sang total de ces mêmes métaux chez les Inuits, les chercheurs ont observé des corrélations de moins de 1,0 pour le sélénium (0,44) et le mercure (0,41) [Laird *et coll.*, 2013a]. Des corrélations équivalentes ont été signalées dans d'autres études à l'échelle internationale (Mahaffey, 2004; Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique [PSEA], 2009; Liang *et coll.*, 2013).

Nombre de raisons expliquent que les coefficients de corrélation entre les estimations de la dose externe et les mesures de la dose interne dépassaient rarement 0,5. Par exemple, les types d'enquêtes sur l'alimentation (p. ex. questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments) essentiels pour ces reconstructions des doses sont associés à une incertitude considérable, exigeant généralement des participants qu'ils se souviennent de leurs choix d'aliments pendant la période précédente d'un à douze mois. Par conséquent, les doses de consommation d'aliments générées par les questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments sont sujettes au biais de rappel et, dans le cas des expositions provenant des aliments traditionnels, il a été démontré que cela entraîne une surestimation de l'exposition aux contaminants et des risques (p. ex. Delormier, 2012). En outre, pour les BPC et d'autres polluants organiques persistants, les concentrations mesurées dans le sang sont probablement liées aux profils d'exposition pendant de nombreuses années ou même de décennies (Quinn et Wania, 2012; Quinn *et coll.*, 2012; Binnington *et coll.*, 2014). De plus, les mesures de la dose interne par rapport à celles de la dose externe ne regroupent pas nécessairement les expositions pendant la même période. Par exemple, une reconstruction des doses externes de mercure peut refléter l'exposition moyenne pendant l'année précédente, alors que les concentrations réelles dans le sang représentent mieux les expositions pendant le dernier mois (Legrand *et coll.*, 2005b). Les différences saisonnières dans l'exposition peuvent élargir la différence entre les mesures des doses de contaminants internes

et externes, surtout dans le Nord, où les aliments traditionnels sont souvent consommés à des moments précis de l'année en fonction de la disponibilité saisonnière.

En plus de l'incertitude associée aux questionnaires sur la fréquence de consommation des aliments, le lien entre les doses internes et externes de contaminants dépend des variations entre les aliments dans la biodisponibilité orale d'un produit chimique, qui renvoie à la fraction d'un produit chimique ingéré qui est absorbée et qui circule dans le corps (Versantvoort et coll., 2005). Dans la reconstruction des doses, on présume souvent que la biodisponibilité des produits chimiques est de 100 %, même si des limites physicochimiques et physiologiques de la dissolution et de l'absorption peuvent exister pour les produits chimiques dans certains aliments, mais pas dans d'autres, ce qui peut miner la relation entre les doses internes et externes (Santé Canada, 2004; Versantvoort *et coll.*, 2004). Par exemple, si on suppose que la biodisponibilité d'un produit chimique dans un aliment particulier est de 100 %, mais qu'elle est en fait de 25 %, les mesures de la dose interne sont susceptibles d'être quatre fois plus faibles que les estimations fondées sur la dose externe. Par conséquent, les scientifiques qui étudient l'exposition ont commencé à élaborer des modèles gastro-intestinaux in vitro comme outils abordables et fiables de mesure de la bioaccessibilité des métaux dans les aliments (Laird *et coll.*, 2009; Calatayud *et coll.*, 2012; Laird et Chan, 2013). La bioaccessibilité des métaux, qui représente la fraction du métal solubilisée dans les liquides gastro-intestinaux simulés, peut être utilisée pour corriger les estimations de l'exposition et des risques en fonction des limites de dissolution des produits chimiques dans le tractus gastro-intestinal après l'exposition orale (Torres-Escribano *et al.*, 2011).

La bioaccessibilité de six métaux, y compris le cadmium et le mercure, a été mesurée dans 11 types d'aliments traditionnels de la Colombie-Britannique qui sont fréquemment consommés par les peuples autochtones du nord du Canada (Laird et Chan, 2013). Cette recherche, qui a utilisé un tractus gastro-intestinal simulé pour estimer la bioaccessibilité des métaux, a démontré que la bioaccessibilité moyenne du mercure dans le poisson, les mollusques et les crustacés était généralement d'environ 50 %, et que le mercure dans les œufs de saumon était encore moins bioaccessible. De plus, il a été démontré que la bioaccessibilité moyenne du cadmium dans les rognons et le foie d'orignal étaient respectivement de 68 % et 48 %. Ces contraintes de bioaccessibilité peuvent expliquer en partie pourquoi une étude menée auprès des Premières Nations dans le nord du Québec n'a pu établir aucune association entre la consommation d'abats rouges et les concentrations de cadmium dans le sang, malgré le fait que des concentrations élevées de ce métal sont généralement détectées dans les abats rouges (Charania *et coll.*, 2014). Compte tenu de l'avis du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest suggérant aux personnes de limiter leur consommation d'abats rouges d'original (ministère de la Santé et des Services sociaux [MSSS], 2009), ces résultats sont surtout pertinents pour les peuples autochtones qui consomment du gibier.

Des modèles types de bioaccessibilité comme ceux décrits ci-dessus ne peuvent pas tenir compte des différences propres aux aliments dans les processus d'absorption de la paroi intestinale. Par conséquent, les modèles gastro-intestinaux ont été de plus en plus intégrés aux cellules Caco-2, une lignée cellulaire humaine in vitro modélisant la fonction des entérocytes (c.-à-d. des cellules absorbantes intestinales) [Hwang et Shim, 2008; Moreda-Pineiro *et al.*, 2011; Calatayud *et al.*, 2012]. Ces modèles de Caco-2 ont également signalé que le transport in vitro du mercure et du sélénium provenant d'aliments traditionnels est beaucoup moins que 100 % (Ayotte, 2014). Par exemple, le transport moyen du mercure dans la lignée cellulaire

Caco-2 variait de moins de 10 % (foie de phoque annelé) à environ 60 % (omble chevalier). Par opposition, le transport moyen du sélénium était constant à 60 % pour le foie de phoque annelé, la viande de phoque annelé, la viande de béluga, le touladi et l'omble chevalier (Ayotte, 2014).

On n'a pas encore démontré si les résultats obtenus à l'aide des approches in vitro décrites ci-dessus (p. ex. modèles de bioaccessibilité, modèles de Caco-2) amélioreront l'exactitude des efforts de reconstruction des doses. Par exemple, même si ces études in vitro montrent que la bioaccessibilité du mercure est souvent inférieure à 100 %, des travaux précédents utilisant des radio-isotopes de méthylmercure ajoutés dans des fruits de mer montraient un taux d'absorption d'environ 95 % (Miettinen *et coll.*, 1971). En conséquence, d'autres recherches étudiant la validité de ces modèles in vitro constituent une prochaine étape importante avant que ces résultats puissent être facilement intégrés aux caractérisations des risques et à l'élaboration de stratégies de gestion des risques.

2.3.2 Introduction à la modélisation mécaniste

Un éventail de modèles mécanistes ont été élaborés pendant les dix dernières années dans le but de simuler l'exposition des populations autochtones de l'Arctique aux polluants organiques persistants (POP). Ces modèles se sont déjà avérés utiles dans un éventail varié d'applications, y compris des études visant à :

- cerner les propriétés des contaminants capables de s'accumuler dans la chaîne alimentaire humaine dans l'Arctique et définir les produits chimiques utilisés dans le commerce qui pourraient avoir de telles propriétés;
- comprendre l'incidence des changements dans les habitudes alimentaires sur l'exposition humaine aux contaminants, ce qui fait que ces transitions alimentaires peuvent être permanentes ou temporaires;
- caractériser l'exposition des nourrissons aux POP pendant des études épidémiologiques et établir les périodes d'âge où ils sont plus sensibles aux effets nocifs;
- améliorer la compréhension des études de biosurveillance humaine menées dans l'Arctique canadien en essayant de concilier les concentrations mesurées de POP et les estimations de l'apport alimentaire.

Pendant plus de 40 ans, les scientifiques ont cherché à décrire la bioaccumulation de contaminants environnementaux dans différents organismes (p. ex. aliments traditionnels et autres biotes) de façon mécaniste (Neely *et coll.*, 1974). Ces modèles intègrent des descriptions mécanistes des processus qui mènent à l'absorption de produits chimiques par un organisme et à la perte de produits chimiques par celui-ci sous la forme d'une équation du bilan de masse (Mackay et Fraser, 2000). Ils varient en complexité, passant des modèles qui traitent l'organisme comme un seul compartiment à des modèles pharmacocinétiques physiologiques qui établissent une distinction entre différents organes et tissus (p. ex. Nichols *et coll.*, 1990). Quand plusieurs de ces modèles à organisme unique sont combinés, il est possible de simuler le transfert et l'accumulation des contaminants dans une chaîne alimentaire complète. De tels modèles de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire ont été élaborés d'abord pour les chaînes alimentaires aquatiques (Thomann, 1989; Thomann *et coll.*, 1992; Gobas, 1993; Campfens et Mackay, 1997; Arnot et Gobas, 2004) et plus tard aussi pour les chaînes alimentaires terrestres (Armitage et Gobas, 2007).

Au bout du compte, on a compris que des approches de modèles semblables peuvent aussi servir à la simulation de l'exposition humaine aux contaminants environnementaux. Cela a déclenché l'élaboration de modèles qui décrivent

la bioaccumulation de contaminants dans les chaînes alimentaires qui fournissent des aliments aux humains (McLachlan, 1994) et l'intégration de ces modèles de chaîne alimentaire aux modèles de bioaccumulation chez les humains (Moser et McLachlan, 2002). ACC-humain, le premier modèle de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire humaine de ce genre créé par Czub et McLachlan (2004a, 2004b) comprenait une chaîne alimentaire agricole et une aquatique. Il est même possible d'aller plus loin et d'utiliser les modèles de prévision du devenir dans l'environnement pour calculer les niveaux de concentration dans l'environnement dans des milieux comme l'air, l'eau, le sol et les sédiments, à partir du taux d'émission de contaminants dans l'environnement (Mackay, 1991), et saisir ces concentrations dans les calculs de la chaîne alimentaire humaine. Ces modèles ou combinaisons de modèles cherchent ensuite à simuler de façon mécaniste toute la séquence des événements liant les émissions dans l'environnement aux concentrations de résidus dans le corps humain. Parmi les exemples de ces modèles, mentionnons le modèle de régime établi RAIDAR (Arnot *et coll.*, 2006) et le modèle dynamique CoZMoMAN qui permet des émissions variables en fonction du temps, et aussi une exposition variable en fonction du temps (Breivik *et coll.*, 2010).

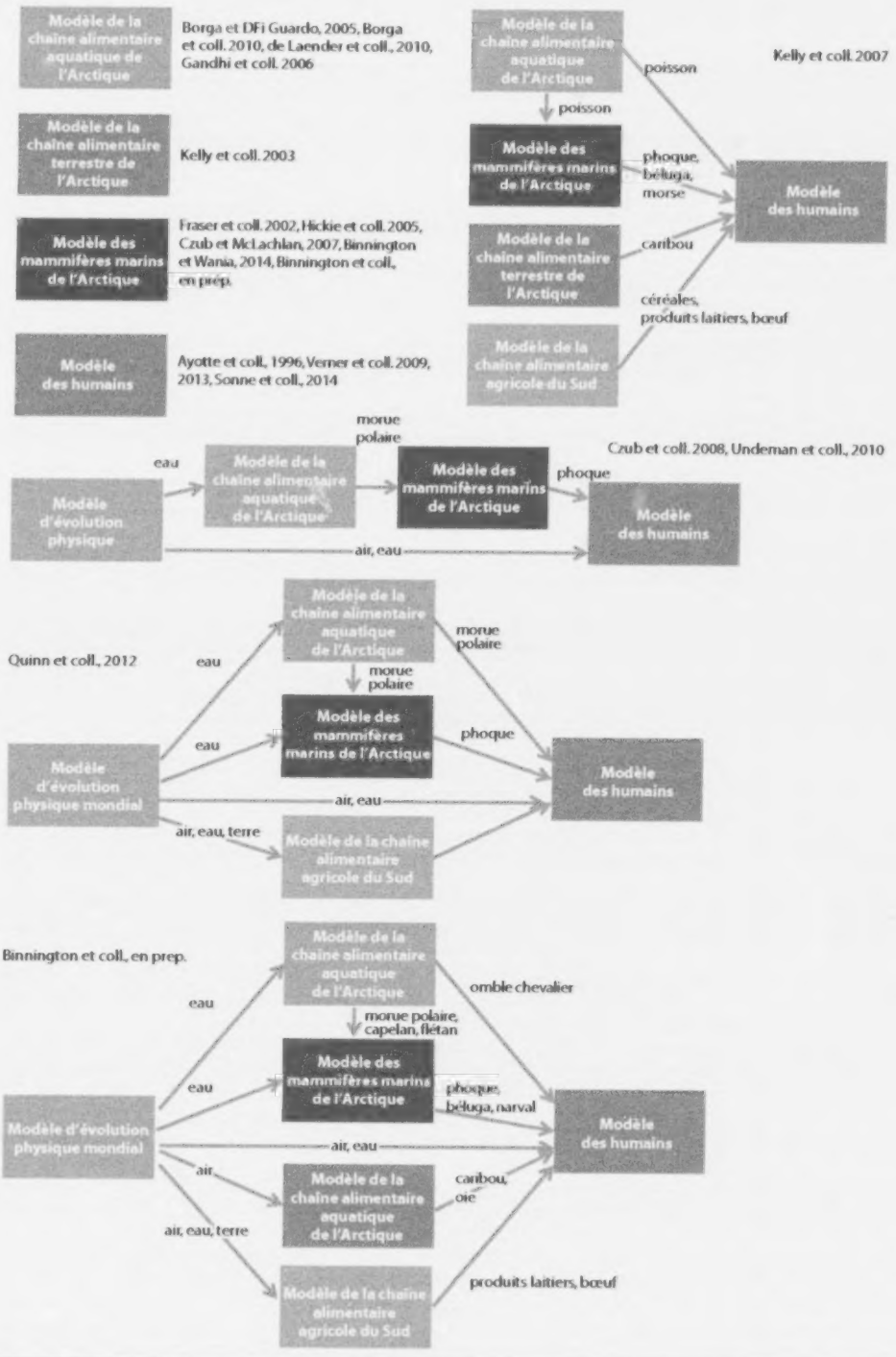
Ce ne sont pas tous les modèles d'exposition humaine aux contaminants qui cherchent à inclure dans la simulation le transfert de contaminants le long de la chaîne alimentaire. Ces modèles sont essentiellement des modèles à organisme unique qui exigent que la contamination des aliments (possiblement variable en fonction du temps) soit fournie en tant que paramètre d'entrée. Comme tout modèle à organisme unique, la complexité de ces modèles peut varier de modèles simples à compartiment unique (p. ex. Alcock *et coll.*, 2000; Lorber 2002; Ritter *et coll.* 2009) à des modèles pharmacocinétiques physiologiques complexes (p. ex. Carrier *et coll.*, 1995; Kreuzer *et coll.* 1997; Beaudouin *et coll.*, 2010).

2.3.3 Modèles mécanistes des expositions aux contaminants des populations autochtones de l'Arctique

L'exposition inhabituellement élevée des populations autochtones de l'Arctique aux POP et les préoccupations pour la santé connexes créent une forte incitation à perfectionner la capacité de simuler leur exposition aux contaminants de façon mécaniste. Des modèles indépendants de bioaccumulation chez l'humain peuvent être appliqués directement aux populations autochtones (p. ex. Verner *et coll.*, 2009, 2013; Sonne *et coll.*, 2014), ce qui pourrait permettre d'inclure des caractéristiques physiologiques ou démographiques précises de la population dans un paramétrage du modèle, c'est-à-dire le processus de définition des paramètres dont un modèle a besoin en tant qu'intrant. Par exemple, Ayotte *et coll.* (1996) a utilisé une période de croissance plus longue au moment d'appliquer le modèle pharmacocinétique physiologique créé par Carrier *et coll.* (1995) à une population inuite du Nunavik. D'un autre côté, l'alimentation unique des populations autochtones de l'Arctique signifie que les modèles de bioaccumulation chez l'humain qui comprennent la prévision de la contamination alimentaire doivent être modifiés. Plus particulièrement, ils devraient comprendre une description mécaniste de la bioaccumulation de contaminants dans les chaînes alimentaires aquatiques et terrestres de l'Arctique qui mènent à des espèces constituant d'importants aliments traditionnels. Pendant la dernière décennie, des progrès considérables ont été réalisés en vue d'élaborer de tels modèles. La figure 4 montre la structure de divers modèles et de diverses approches de modèles qui ont été élaborés pour décrire le transport des produits chimiques organiques dans toutes les chaînes alimentaires de l'Arctique.

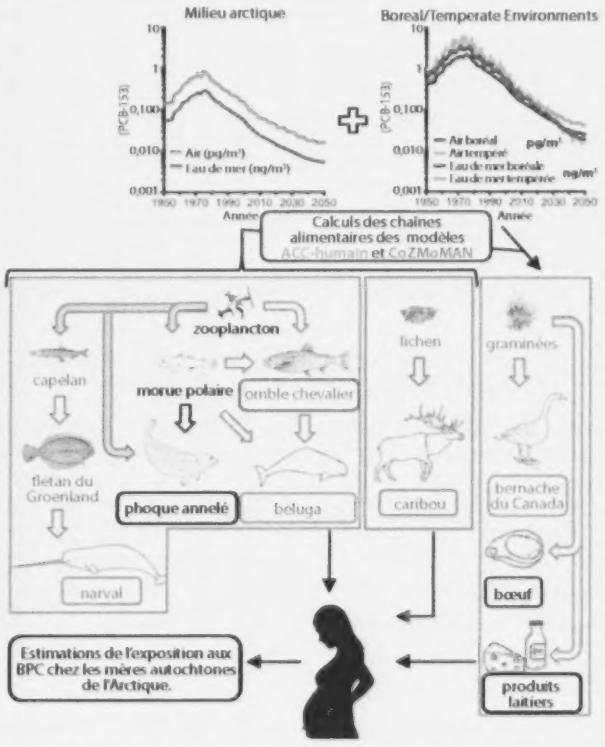
Pour contribuer à l'évaluation de l'exposition des populations autochtones de l'Arctique, un modèle de chaîne alimentaire marine arctique doit

Illustration de la manière dont les modèles liés au devenir dans l'environnement, à la chaîne alimentaire et à un organisme unique ont été combinés pour décrire l'accumulation de polluants organiques persistants dans les chaînes alimentaires de l'Arctique et les peuples autochtones.



inclure les mammifères marins qui font partie du régime alimentaire nordique traditionnel. Cela est particulièrement important puisque le fait que l'on s'attend à ce que les aliments traditionnels à base de mammifères marins soient souvent la principale voie d'exposition aux contaminants des populations autochtones de l'Arctique. Des modèles à organisme unique de bioaccumulation de contaminants ont été élaborés et évalués pour un certain nombre de mammifères marins arctiques, y compris le phoque du Groenland (*Phoca groenlandica*) [Fraser *et coll.*, 2002], le phoque annelé de l'Arctique (*Phoca hispida*) [Hickie *et al.*, 2005; Czub et McLachlan, 2007], le béluga (*Delphinapterus leucas*), la baleine boréale (*Balaena mysticetus*) [Binnington et Wania, 2014] et le narval (*Monodon monoceros*) [Binnington *et coll.*, 2016].

Figure 4 - Représentation schématique des liens alimentaires pris en compte dans la version de l'Arctique du modèle ACC-humain (Binnington et coll., 2016).[1]



1 Reproduit de Environment International, Volumes 92-93, Binnington MJ, Curren MS, CL Quinn, JM Armitage, JA Arnot, Chan HM, Wania F. Modélisation mécaniste de l'exposition aux biphényles polychlorés chez les mères dans l'Arctique canadien: le défi d'établir de façon fiable la composition de l'alimentation. Pages 256-268, Copyright (2016), avec la permission d'Elsevier.

Fait étonnant, l'un des premiers modèles de bioaccumulation de POP dans la chaîne alimentaire terrestre a été élaboré pour la chaîne alimentaire lichen-caribou-loup de l'Arctique canadien (Kelly et Gobas, 2003). Le caribou (*Rangifer tarandus*) est l'organisme terrestre le plus important en tant qu'espèce constituant un aliment traditionnel pour les populations autochtones de l'Arctique, et il fait aussi partie du modèle de chaîne alimentaire arctique de Binnington *et coll.* (2016).

On compte maintenant plusieurs études où les modèles de chaîne alimentaire de l'Arctique ont été intégrés à un modèle d'exposition humaine. Le premier effort du genre de Kelly *et coll.* (2007) est documenté seulement de la façon la plus rudimentaire, mais laisse entendre que l'exposition d'un « Autochtone de l'Arctique (Inuit) » a été calculée en présumant que le régime alimentaire est composé d'une « combinaison de poissons et d'animaux sauvages de l'Arctique (viande de caribou, phoque annelé, morse et béluga) et de produits agricoles provenant du sud du Canada comme les céréales, le bœuf et les produits laitiers » [traduction] (documents de soutien en ligne de Kelly *et coll.*, 2007). Czub *et coll.* (2008) ont créé une version arctique du modèle ACC-humain de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire humaine en intégrant le modèle du phoque annelé de l'Arctique de Czub et McLachlan (2007) et, par le fait même, un modèle de chaîne alimentaire zooplancton/amphipodes-morue polaire (*Boreogadus saida*)-phoque annelé (*Phoca hispida*)-Inuit. Bien qu'aucun organisme terrestre servant d'aliment ni aucun aliment du Sud n'ait été pris en considération dans ce modèle, Quinn *et coll.* (2012) ont ajouté les calculs de la chaîne alimentaire agricole du Sud au moment d'utiliser la version arctique du modèle ACC-humain. Récemment, Binnington *et coll.* (2016) ont agrandi le modèle ACC-humain arctique en

ajoutant trois espèces de baleines (béluga, narval, baleine boréale), le caribou et la bernache du Canada de même que l'omble chevalier, qui est plus important dans le régime alimentaire humain que la morue polaire dans le Nord. La figure 5 résume la circulation des BPC de l'Arctique et des régions du Sud jusqu'aux Inuits, en passant par les diverses chaînes alimentaires prises en compte dans le modèle ACC-humain élargi de l'Arctique.

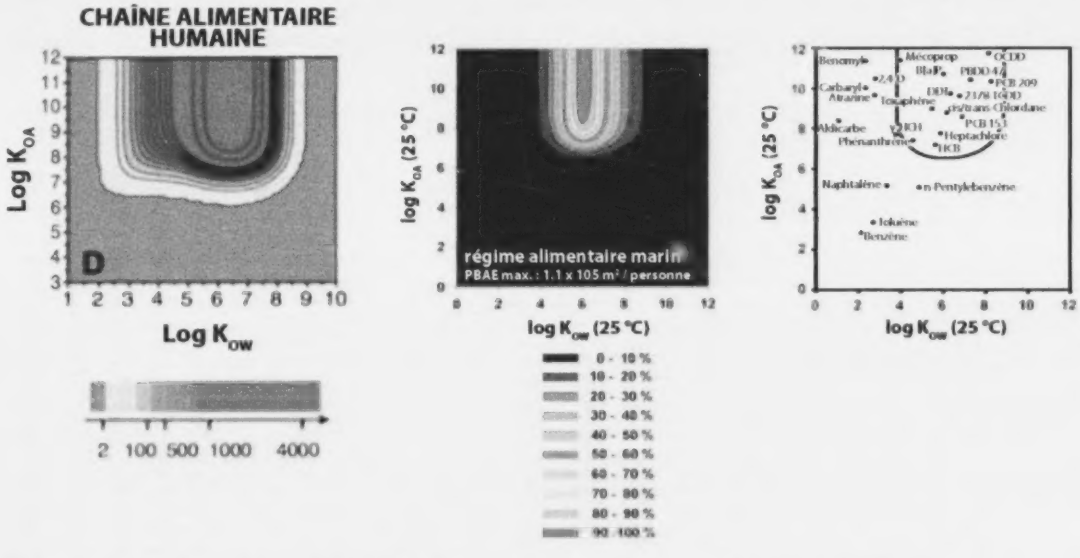
2.3.4 Utilisation de modèles mécanistes pour décrire les expositions aux contaminants dans le Nord

Des modèles d'exposition aux contaminants des peuples autochtones de l'Arctique ont été appliqués pour un vaste éventail d'études, qui sont décrites dans les sections suivantes.

2.3.4.1 Créer de nouveaux modèles pour prévoir les contaminants qui entrent dans la chaîne alimentaire arctique

Les deux premières études s'appuyant sur un modèle de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire humaine de l'Arctique l'utilisaient pour la même raison : cerner les propriétés de répartition chimique qui permettent aux produits chimiques organiques persistants de s'accumuler chez les Inuits ayant un régime alimentaire traditionnel qui comprend des mammifères marins (Kelly *et coll.*, 2007; Czub *et coll.*, 2008). Les deux études utilisaient en outre une approche semblable en calculant et en représentant graphiquement le potentiel de bioaccumulation dans un espace en deux dimensions défini par les propriétés de répartition à l'équilibre entre l'air, l'eau et l'octanol (figure 6).

Figure 5 - Résultats des calculs relatifs à la chaîne alimentaire humaine par Kelly et coll. (2007)[1] (gauche) et Czub et coll. (2008)[2] (centre), indiquant en rouge la combinaison des propriétés de répartition (principalement le logarithme des coefficients de partage à l'équilibre octanol-eau [log K_{OE}] et octanol-air [K_{OA}]) qui permettent l'accumulation efficace d'un contaminant organique dans la chaîne alimentaire des Inuits. La représentation sur la droite détermine l'emplacement d'un certain nombre de produits chimiques dans l'espace de répartition défini par le log K_{OE} et le K_{OA}.



1 De Kelly et al. (2007). Reproduit avec la permission de l'Association américaine pour l'avancement des sciences (AAAS).

2 Réimprimé (adapté) avec la permission de Czub et al. (2008). Copyright 2008 American Chemical Society.

Les résultats sont très constants, même si Czub *et coll.* (2008) ont présumé que l'exposition est exclusivement attribuable à la consommation de graisse de phoque, tandis que Kelly *et coll.* (2007) ont supposé que le régime alimentaire des Inuits était plus varié et comprenait un certain nombre d'espèces constituant des aliments traditionnels (phoque, morse, béluga, caribou), en plus des aliments importés du Sud. Les deux études mentionnaient des produits chimiques qui ne sont pas trop volatils (ayant un coefficient de partage octanol-air supérieur à 10^7) et qui présentent une hydrophobicité élevée mais pas extrême (avec un coefficient de partage octanol-eau entre 10^4 et 10^9) comme étant particulièrement susceptibles de s'accumuler chez les Inuits; dans les deux études, on prévoyait la bioaccumulation maximale pour les substances ayant un coefficient de partage octanol-eau de 10^6 à 10^7 (figure 6). Czub *et coll.* (2008) ont expliqué les seuils : les mammifères marins et les humains exhalent efficacement des composés volatils ayant un coefficient de partage octanol-air inférieur à 10^7, tandis que les composés ayant un coefficient de partage octanol-eau inférieur à 10^4 et supérieur à 10^9 ne se bioaccumulent pas en raison de leur élimination rapide par les branchies des poissons et de l'absorption alimentaire inefficace par les poissons et les mammifères, respectivement. Le fait que la zone de potentiel élevé de bioaccumulation s'étend des coefficients un peu plus faibles de partage octanol-eau dans l'espace de répartition défini par Kelly *et coll.* (2007) est attribuable à l'inclusion d'aliments provenant d'organismes terrestres.

Pour atteindre des concentrations élevées chez les populations autochtones de l'Arctique, un contaminant doit être capable non seulement de bioaccumulation efficace dans la chaîne alimentaire arctique, mais aussi d'atteindre l'Arctique à partir de son site de rejet dans l'environnement mondial au moyen d'un transport à grande distance. Czub *et coll.* (2008) ont donc combiné le calcul de l'accumulation dans la chaîne alimentaire humaine aux calculs du devenir dans l'environnement et du transport à l'échelle mondiale. Ces calculs ont révélé que « le potentiel d'un produit chimique de se bioaccumuler a des répercussions plus importantes sur le potentiel global de devenir un contaminant arctique chez les humains que son potentiel de transport à grande distance » [traduction].

2.3.4.2 Cerner de nouveaux produits chimiques préoccupants à usage commercial dans la chaîne alimentaire arctique

Les équipes de Kelly *et coll.* (2007) et Czub *et coll.* (2008) ont toutes deux reconnu que les résultats de leurs études pourraient servir à cerner les substances potentiellement bioaccumulables parmi le grand nombre de produits chimiques commerciaux. Brown et Wania (2008) se sont inspirés des résultats du modèle présenté par Czub *et coll.* (2008) pour tester plus de 100 000 produits chimiques à usage commercial afin de déterminer lesquels présentent les propriétés de répartition favorisant leur transport sur de grandes distances jusqu'en Arctique et leur accumulation dans la chaîne alimentaire humaine de cette région. De plus, lors de l'élimination de produits chimiques censés se dégrader immédiatement dans l'atmosphère, seulement environ 2 % de ces produits chimiques testés présentaient les propriétés prévues qui leur permettraient de devenir des contaminants dans l'Arctique. Parmi ceux-ci, seulement un sous-ensemble était produit en quantité suffisante pour justifier une préoccupation de contamination mondiale. Gawor et Wania (2013) ont adopté une approche similaire pour détecter ces produits chimiques dans des mélanges complexes de substances halogénées dotées de propriétés permettant leur transport sur de grandes distances à l'échelle mondiale et leur accumulation dans la chaîne alimentaire humaine de l'Arctique. À titre d'exemple, ils ont établi que les paraffines chlorées à courte chaîne dotées de 5 ou 6 chlores et les paraffines chlorées

à moyenne chaîne dotées de 6 ou 7 chlores présentaient le potentiel combiné d'accumulation le plus élevé chez les Inuits qui dépendent d'un régime alimentaire traditionnel. Zhang *et coll.* (2010) ont signalé qu'un tel processus reposant sur la comparaison des propriétés de répartition chimique prévues avec une valeur seuil était sujet à des erreurs; par exemple, en raison du caractère incertain des prédictions concernant les propriétés.

À l'occasion d'une autre application de cette approche, les composés actuellement évalués dans le cadre de la troisième phase du Plan de gestion des produits chimiques (voir le chapitre 4) ont été placés sur la carte des zones de potentiel élevé de contamination et de bioaccumulation de l'Arctique mise au point par Czub *et coll.* (2008) en se fondant sur leurs estimations des propriétés de répartition (Lan, 2015; figure 7). Même si un nombre assez élevé de ces produits chimiques présente des propriétés de répartition semblables à celles des contaminants de l'Arctique, la grande majorité se dégradera trop rapidement pour atteindre l'Arctique ou pour s'accumuler dans la chaîne alimentaire. On estime cependant qu'un nombre restreint de ces produits chimiques est raisonnablement persistant dans l'environnement et ne se métabolise que de manière limitée dans les organismes supérieurs. Présentés dans le tableau 10, ces produits chimiques contiennent presque tous des chaînes de groupes alkyles fortement fluorées. Il est judicieux de noter que quelques-unes de ces substances sont acides et qu'on s'attend à les retrouver sous forme ionique, alors que les propriétés de répartition estimées correspondent à la forme neutre. Alors que ni le modèle global de prévision du devenir ni le modèle de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire qui ont été utilisés pour la conception de la carte des zones de potentiel élevé de contamination et de bioaccumulation de l'Arctique ne conviennent aux produits chimiques ioniques, il est connu que des composés chimiques alkyliques perfluorés ioniques atteignent l'Arctique et s'accumulent dans la chaîne alimentaire de cette région (p. ex. acides perfluorocarboxyliques à chaîne plus longue).

2.3.4.3 Comparer l'exposition aux contaminants dans le Nord à celle du Sud

Kelly *et coll.* (2007) et Czub *et coll.* (2008) ont soulevé l'ampleur de la bioaccumulation calculée pour la chaîne alimentaire humaine de l'Arctique. En utilisant le rapport entre les concentrations chez les humains et chez les producteurs primaires (p. ex. plantes et phytoplancton) comme mesure, Kelly *et coll.* (2007) prédisaient une amplification chimique par un facteur de 4 000. En ayant recours au potentiel de bioaccumulation dans l'environnemental qui relie la quantité de produits chimiques chez un être humain et l'étendue de son environnement contenant cette même quantité de produits chimiques, Czub *et coll.* (2008) ont remarqué un potentiel de bioaccumulation chez les Inuits de deux fois supérieur à celui estimé pour une population du sud de la Suède. Selon Czub *et coll.* (2008), cette observation peut dans une large mesure être attribuée à la présence de mammifères marins dans la chaîne alimentaire.

Undeman *et coll.* (2010) ont précisé ce point en comparant explicitement la capacité d'accumulation de produits chimiques organiques de plusieurs populations humaines hypothétiques en fonction de l'environnement leur servant de source de nourriture. Ces populations, qui comprenaient une population inuite, présentaient des différences autant en matière d'environnement que d'habitudes alimentaires. Undeman *et coll.* (2010) ont établi un indice de susceptibilité à l'exposition en comparant le potentiel d'accumulation à celui d'une population de référence du sud de la Suède suivant un régime alimentaire mixte constitué de bœuf, de produits laitiers et de poisson. Notons bien qu'ils ont calculé et préparé cet indice de susceptibilité à l'exposition dans un espace bidimensionnel caractérisé par l'équilibre des propriétés de répartition entre l'air, l'eau et

Figure 6 - Emplacement des produits chimiques de la troisième phase du Plan de gestion des produits chimiques dans l'espace de répartition défini par le logarithme des coefficients de partage à l'équilibre octanol-air et air-eau. La zone de potentiel élevé de contamination et de bioaccumulation de l'Arctique est également indiquée et dérivée des calculs du modèle par Czub et coll. (2008).

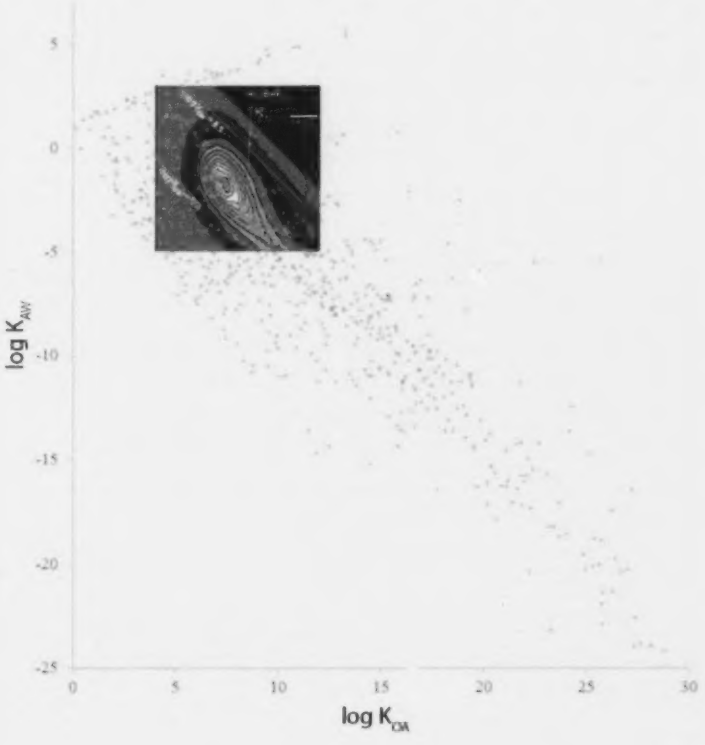


Figure 7 - Indice de sensibilité à l'exposition indiquant la capacité de bioaccumulation relative d'un Inuit ayant une alimentation traditionnelle par rapport à une personne vivant au sud de la Suède et ayant une alimentation tempérée mixte, calculé en combinant un modèle de prévision du devenir dans l'environnement et un modèle de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire humaine pour des produits chimiques hypothétiques et persistants avec divers coefficients de partage à l'équilibre octanol-eau et octanol-air (Undeman et coll., 2010).

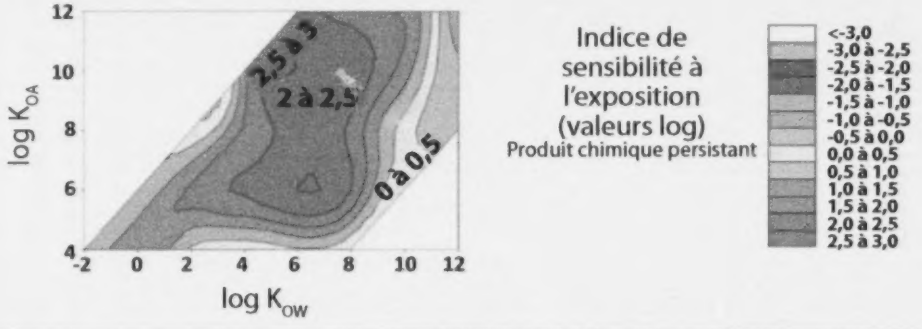


Tableau 10 Produits chimiques de la troisième phase du Plan de gestion des produits chimiques qui combine les propriétés de répartition correspondant à un potentiel élevé de contamination et de bioaccumulation de l'Arctique avec une persistance prévue élevée.

CAS	Name	Demi-vie$_{humain}$[a]	Demi-vie$_{environnement}$[b]
68957619	N-[3-(Diméthylamino)propyl]tridécafluorohexanesulfonamide, monochlorhydrate	841	mois
68555760	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-Pentadécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)-N-méthylheptane-1-sulfonamide	1 857	mois
68555759	Tridécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)-N-méthylhexanesulfonamide	496	semaines/mois
68957608	N-[3-(Diméthylamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undécafluoropentane-1-sulfonamide, monochlorhydrate	225	mois
67940027	N-[3-(Diméthylamino)propyl]-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-pentadécafluoroheptane-1-sulfonamide, monochlorhydrate	3 146	récalcitrant
68555737	N-éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5, 5,6,6,7,7,7-pentadécafluoroheptane-1-sulfonamide-N-(2-hydroxyéthyl)-	2 505	mois
34455033	N-éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5, 5,6,6,7,7,7-tridécafluoroheptane-1-sulfonamide-N-(2-hydroxyéthyl)-	671	semaines/mois
68555726	N-Éthyl-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,5-undécafluoro-N-(2-hydroxyéthyl)pentane-1-sulfonamide	179	semaines/mois
6130434	Perfluoroheptanoate d'ammonium	87	semaines/mois
60270555	1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-Pentadécafluoroheptane-1-sulfonate de potassium	1 640	mois
25567559	Tétrachlorophénolate de sodium	42	semaines
67584627	N-Éthyl-N-[(pentadécafluoroheptyl)sulfonyl]glycinate de potassium	1 267	semaines/mois
70225160	Acide tridécafluorohexanesulfonique, composé avec le 2,2'-iminodiéthanol (1:1)	438	semaines/mois
67584536	N-Éthyl-N-[(tridécafluorohexyl)sulfonyl]glycinate de potassium	339	semaines/mois

[a] Demi-vie de biodégradation humaine en jours prévue (voir Arnot et coll., 2014)

[b] Durée approximative de dégradation d'un produit chimique sous sa forme de métabolite initial d'après le résultat du modèle d'enquête sur la biodégradation primaire de Biowin (EPI Suite)

l'octanol (figure 8).

Selon l'analyse, les Inuits présentent une susceptibilité à l'exposition aux polluants organiques les plus persistants de 100 fois supérieure à celle de la population de référence (zone rouge de la figure 8) et jusqu'à 1 000 fois supérieure pour certaines combinaisons de propriétés chimiques (dotées d'un coefficient de partage octanol-eau d'environ 10^6 et d'un coefficient de partage octanol-air d'environ 10^{11}). La susceptibilité à l'exposition de la population inuite n'était semblable à celle de la population de référence suédoise que pour les substances à très faible volatilité (coefficient de partage octanol-air supérieur à 10^{10}) et pour les substances présentant un fort potentiel de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire agricole (coefficient de partage octanol-eau d'environ 10^3 et coefficient de partage octanol-air d'environ 10^4). Undeman *et coll.* (2010) ont conclu que la susceptibilité élevée des Inuits à l'exposition aux polluants organiques persistants ne pouvait être expliquée par les caractéristiques de l'environnement physique dans lequel ils vivent, mais plutôt par la présence de phoques dans la chaîne alimentaire marine. Ils ont indiqué que : « Une longue durée de vie et une température corporelle, un taux d'ingestion et une efficacité d'absorption alimentaire élevés combinés à un taux de dépuration lent font du phoque un amplificateur très efficace des contaminants organiques persistants » [traduction].

Fait intéressant, la présence d'un mammifère marin dans la chaîne alimentaire humaine avait un effet nettement différent sur la susceptibilité des Inuits à l'exposition aux produits chimiques organiques dégradables. En présumant que les contaminants hypothétiques simulés avaient une demi-vie de dégradation de 30 jours chez les humains et les autres mammifères, la forte susceptibilité à l'exposition des Inuits perdait son caractère manifeste (Undeman *et coll.*, 2010). Plutôt que de bioamplifier le contaminant persistant, le phoque jouait un rôle de filtre en éliminant le contaminant dégradable avant qu'il n'atteigne l'être humain.

2.3.4.4 Comprendre pourquoi les niveaux de contaminants sont en baisse chez les humains vivant dans l'Arctique

Un des plus grands avantages d'un modèle d'exposition humaine tenant compte du transfert de contaminants par l'entremise de la chaîne alimentaire est la possibilité d'en apprendre davantage sur les effets des changements de régime alimentaire temporaires ou permanents sur l'exposition aux contaminants. Dans la mesure où les aliments remplacés sont inclus dans le modèle, il n'est pas nécessaire de fournir des données empiriques concernant les degrés de contamination des différents aliments. Un changement de régime alimentaire majeur prend place dans le Nord canadien : la transition intergénérationnelle entre une alimentation dominée par les aliments traditionnels à une alimentation reposant sur les aliments importés du Sud. En raison des différences en matière de charges de contaminants entre les aliments traditionnels et ceux importés, on peut s'attendre à ce que cette transition influence les tendances d'exposition à long terme des populations autochtones de l'Arctique. Plus précisément, puisque les mammifères marins présentent habituellement des degrés de contamination plus élevés que les aliments provenant du Sud achetés en magasin, il est possible qu'une transition alimentaire tendant à exclure les aliments dérivés des mammifères marins ait contribué à la baisse observée concernant l'exposition à plusieurs POP au cours des deux dernières décennies.

Quinn *et coll.* (2012) ont démontré comment une approche de modélisation mécaniste qui comprend une estimation de la contamination engendrée autant par les aliments importés que par les aliments traditionnels pourrait être utilisée pour quantifier dans quelle mesure la transition nutritionnelle intergénérationnelle et la baisse des degrés de contamination

environnementale ont contribué à la réduction des niveaux d'exposition des Inuits aux polychlorobiphényles (BPC). Les calculs se rapportant à la chaîne alimentaire marine de l'Arctique (reposant sur la version de l'Arctique du modèle ACC-humain de Czub *et coll.*, 2008) et à la chaîne alimentaire agricole du Sud (reposant sur le modèle ACC-humain original de Czub et McLachlan, 2004) s'appuyaient sur les données portant sur la concentration et générées par un modèle global de prévision du devenir, ce dernier s'alimentant de données historiques globales sur les émissions de BPC. On prédisait que la chute de ces émissions allégerait de 6 à 13 fois la charge corporelle de BPC-153 chez les femmes inuites de 30 ans entre 1980 et 2020. La mesure dans laquelle la transition alimentaire tendant à exclure les aliments dérivés des mammifères marins peut contribuer à cette baisse dépend de l'ampleur, du synchronisme et de la rapidité de cette transition ainsi que de la nature des aliments venant remplacer les mammifères marins. Puisque les paramètres attribués à cette transition sont mal connus et varient à la grandeur de l'Arctique canadien en fonction des régions, des collectivités, des familles ou des individus, Quinn *et coll.* (2012) ont effectué des calculs en prenant pour hypothèse des scénarios de transition réalistes laissant supposer qu'il est possible que la transition alimentaire soit responsable d'une autre baisse par un facteur de 2 à 50 au cours des quatre décennies écoulées depuis 1980. Même si les estimations reposaient sur des scénarios hypothétiques, elles indiquaient clairement que la transition d'une alimentation traditionnelle vers des produits vendus sur le marché devait avoir un effet important sur les tendances temporelles d'exposition humaine aux contaminants dans l'Arctique.

Binnington *et coll.* (2016) ont tenté d'appliquer ces calculs aux réalités existantes en empruntant l'approche de Quinn *et coll.* (2012), mais en utilisant des données sur la composition alimentaire et la charge corporelle de BPC chez les femmes enceintes des régions d'Inuvik (Territoires du Nord-Ouest) et de Baffin (Nunavut). Contrairement aux attentes, les données sur la composition alimentaire laissaient supposer une forte augmentation de la consommation d'aliments traditionnels dérivés de mammifères marins entre 1997 et 2007 dans ces collectivités. Par conséquent, il s'est avéré nécessaire de prendre en considération les données sur la composition alimentaire comme n'étant pas suffisamment solides pour être utilisées dans l'évaluation quantitative de l'effet de la transition alimentaire sur la diminution des niveaux de BPC. Même si ces données ne sont pas satisfaisantes, le postulat est qu'une analyse fondée sur des données hypothétiques mais plausibles (Quinn *et coll.*, 2012) est actuellement préférable à une analyse s'appuyant sur des données empiriques jugées peu fiables (Binnington *et coll.*, 2016).

2.3.4.5 Explorer les effets d'une transition alimentaire sur l'exposition humaine aux contaminants

Alors que Quinn *et coll.* (2012) et Binnington *et coll.* (2016) se sont intéressés aux conséquences des transitions alimentaires à l'échelle de la population sur l'exposition aux BPC, Binnington *et coll.* (soumis en 2016) ont à leur tour utilisé ces mêmes modèles pour étudier les effets des transitions alimentaires temporaires sur l'exposition aux BPC des femmes en âge de procréer. Plus précisément, les scénarios correspondant aux situations suivantes ont été étudiés : 1) une réduction de l'apport en aliments traditionnels dérivés des mammifères marins dans le but de diminuer l'exposition aux contaminants, 2) une augmentation de l'apport en aliments traditionnels dérivés des mammifères marins pour augmenter l'apport nutritionnel et 3) la substitution des aliments traditionnels dérivés du caribou par des aliments traditionnels dérivés des mammifères marins en raison de la diminution du nombre de caribous. Les effets du changement alimentaire sur l'apport en mercure et en éléments nutritifs ont aussi été pris en

compte même si seuls les calculs concernant l'exposition aux BPC étaient fondés sur un modèle mécaniste.

Cette étude a révélé les divers effets évidents des changements apportés aux quantités de mammifères marins consommés sur les charges corporelles de BPC. En raison de la très longue demi-vie d'élimination des BPC dans le corps humain, les réductions temporaires dans la consommation de lipides retrouvés dans les mammifères marins étaient somme toute inefficaces pour réduire les concentrations; cette observation confirme les résultats des simulations antérieures s'étant intéressées à l'efficacité des avis sur la consommation de poisson (Binnington *et coll.*, 2014). D'autre part, une augmentation temporaire de l'apport en mammifères marins peut rapidement accroître les niveaux d'exposition aux BPC. L'étude a toutefois aussi révélé que chez ces femmes en âge de procréer et présentant une faible consommation de base d'aliments traditionnels, l'ajout de quantités modestes de mammifères marins au régime alimentaire peut présenter des avantages nutritionnels sans nécessairement poser de risques excessifs liés à l'exposition aux contaminants.

2.3.4.6 Comprendre et utiliser les données de biosurveillance

Les modèles d'exposition humaine sont aussi de plus en plus utilisés pour comprendre et expliquer les tendances observées dans les données de biosurveillance, p. ex. les associations statistiques entre les concentrations de contaminants chez les participants aux études et les paramètres comme l'âge (Quinn et Wania, 2012), l'indice de masse corporelle (Xu *et coll.*, 2014), la parité et l'allaitement (Quinn *et coll.*, 2011). Si les associations statistiques ne confirment pas les relations causales, la reproduction d'une tendance observée à l'aide d'un modèle mécaniste peut venir appuyer une explication. Bien que ces travaux n'aient pas été explicitement menés en s'appuyant sur les données de biosurveillance humaine de l'Arctique, les résultats sont directement applicables aux groupes autochtones du Nord canadien.

Par exemple, Quinn et Wania (2012) ont utilisé le modèle CoZMoMAN pour expliquer pourquoi les niveaux de BPC augmentent généralement avec l'âge dans les études transversales de biosurveillance humaine. Les niveaux de BPC supérieurs retrouvés chez les participants plus âgés sont attribuables à une forte exposition antérieure aux BPC et à la rétention de cette charge corporelle au fil du temps; en d'autres termes, le corps garde en « mémoire » les hauts niveaux d'exposition du passé. Le principal facteur dans la relation entre la charge corporelle et l'âge est le temps écoulé depuis l'atteinte du niveau d'exposition maximal (Ritter *et coll.*, 2011; Quinn et Wania, 2012). Cette tendance liée à l'âge est encore plus prononcée chez les populations de l'Arctique, puisque les générations plus âgées ont généralement eu et conservent des habitudes alimentaires leur apportant plus d'aliments traditionnels que les jeunes générations (voir la section 2.3.4.4); cette observation implique un apport plus élevé en BPC tout au long de la vie (Quinn *et coll.*, 2012). Pendant les périodes de hausses des niveaux d'exposition, c'est à dire pendant les années 1950 et 1960 pour la plupart des POP et plus récemment pour les POP comme les PBDE, on pourrait s'attendre à ce que les participants plus jeunes présentent des charges corporelles plus importantes (Quinn et Wania, 2012). Une importante constatation associée à cette analyse qui pourrait être illustrée de manière saisissante à l'aide de modèles (Ritter *et coll.*, 2011; Quinn et Wania, 2012; Nøst *et coll.* 2013) s'est révélé être que les relations entre la charge corporelle et l'âge pour de grandes parties de la population et pour les individus au fil du temps ne sont pas équivalents. Fait intéressant, cette constatation est également vraie pour des relations du même ordre observées chez les animaux sauvages, notamment chez un grand nombre de mammifères marins faisant partie du régime alimentaire traditionnel dans certaines parties de l'Arctique (Binnington et Wania, 2014).

Il est aussi possible d'appliquer les modèles d'exposition humaine pour tirer des

renseignements supplémentaires des données sur la biosurveillance humaine, en particulier pour estimer l'apport d'un contaminant et sa demi-vie d'élimination dans le corps humain (Ritter *et coll.*, 2009, 2011). Le modèle est surtout utile dans la sélection de valeurs reproduisant le plus fidèlement les tendances de concentration observées chez les humains pour ces paramètres en fonction de l'âge et de la durée. De telles études confirment parfois les demi-vies d'élimination établies par des études antérieures (Ritter *et coll.*, 2009; Bu *et coll.*, 2015) et mettent parfois en évidence le manque de cohérence des données. Plus précisément, que ce soit pour l'Amérique du Nord (Wong *et coll.*, 2013) ou pour l'Australie (Gyalpo *et coll.*, 2015), il n'a pas été possible de rapprocher les estimations d'absorption (pour l'alimentation et la poussière), les charges corporelles mesurées et les demi-vies d'élimination déclarées pour les PBDE. Dans les deux cas, les estimations d'absorption étaient considérées comme étant des indicateurs trop faibles, et indiquaient ainsi une voie d'exposition inconnue. Les modèles d'exposition humaine n'ont pas été appliqués de cette manière aux données de biosurveillance sur les populations autochtones de l'Arctique. Une des raisons est possiblement que la transition alimentaire intergénérationnelle prenant place chez les communautés de l'Arctique influence profondément les tendances de contamination concernant la durée et l'âge (voir la section 2.3.4.4). Même s'il est en principe possible d'expliquer cette transition à l'aide d'une simulation modélisée (Quinn *et coll.*, 2012), les données nécessaires pour procéder à la description dans le modèle sont actuellement de qualité insuffisante (Binnington *et coll.*, 2016).

2.3.4.7 Comprendre les relations entre l'exposition des enfants et les conséquences sur la santé

Les études s'étant appuyées sur des modèles autonomes d'exposition humaine dans le contexte des populations autochtones de l'Arctique canadien (Verner *et coll.* 2009, 2010, 2013, 2015) visaient presque exclusivement à améliorer la caractérisation de l'exposition pour les Inuits participant à l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik (Muckle *et coll.*, 2001). Les modèles servent avant tout à l'interpolation des concentrations mesurées en fonction de l'âge, permettant donc d'estimer l'exposition au cours des périodes de sensibilité pendant le développement même si aucune mesure n'a été prise pendant ces périodes.

Deux articles décrivent l'évaluation du rendement de deux versions du modèle lorsqu'ils sont appliqués à la cohorte du Nunavik. Dans le premier article, Verner *et coll.* (2009) ont utilisé un modèle pharmacocinétique physiologique existant, l'ont élargi en y incluant un nourrisson, et ont mené des essais pour établir si le modèle pouvait prédire les concentrations de différents POP dans le lait maternel, le sang du cordon et le sang de l'enfant si l'on y ajoute le niveau de POP dans le sang de la mère au moment de l'accouchement. Quatre ans plus tard, Verner *et coll.* (2013) ont présenté une version simplifiée du modèle qui tenait compte des compartiments de lipides de la mère et de l'enfant exclusivement, incluait certains paramètres physiologiques individuels, la durée de l'allaitement, les niveaux de POP mesurés dans le sang maternel au moment de l'accouchement, dans le sang du cordon ou le lait maternel, pour ensuite calculer l'exposition de l'enfant à l'âge de 6 mois. Les niveaux simulés expliquaient les trois quarts des niveaux de BPC mesurés dans le sang à l'âge de 6 mois lorsqu'ils étaient fondés sur les concentrations dans le sang maternel ou dans le sang du cordon et fournissaient une explication quelque peu inférieure lorsque les niveaux étaient fondés sur les concentrations dans le lait maternel. Haddad *et coll.* (2015) ont aussi fait usage du modèle de Verner *et al.* (2013) pour obtenir des rapports mère-enfant concernant les doses externes et les concentrations dans le corps à différents âges et pour différents POP. Haddad *et coll.* (2015) se sont à leur tour servi des données de Muckle *et coll.*

(2001) provenant de la cohorte du Nunavik pour évaluer le rendement du modèle.

Ces modèles ont ensuite été utilisés dans des études épidémiologiques pour prédire l'exposition au BPC-153 des nourrissons inuits de la cohorte du Nunavik pour chaque mois de leur première année suivant la naissance et pour associer les résultats à ceux des essais de comportement (attention, activité) menés à l'âge de 11 mois (Verner *et coll.*, 2010) et de 5 ans (Verner *et coll.* 2015) [voir le chapitre 3].

2.3.5 Évaluation des modèles mécanistes d'exposition aux contaminants chez les populations autochtones de l'Arctique

Une proportion importante des études s'appuyant sur les modèles de chaîne alimentaire humaine présentés dans les sections précédentes ne visaient pas à prédire les niveaux actuels de concentrations chez les populations et les individus autochtones de l'Arctique, mais utilisaient des scénarios et des contaminants hypothétiques (p. ex. Kelly *et coll.* 2007; Czub *et coll.*, 2008; Undeman *et coll.*, 2010) pour en apprendre davantage sur différentes caractéristiques de la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire humaine de l'Arctique (voir la section 2.3.4). Néanmoins, Czub *et coll.* (2008) ont confirmé le caractère raisonnable de leurs simulations en comparant les rapports entre la charge corporelle chez un Inuit et les émissions cumulatives globales (la part des émissions globales qu'on retrouve chez un individu se nourrissant de phoques annelés de l'Arctique) : le rapport de 3×10^{-12} personne^{-1} obtenu en utilisant la combinaison du modèle Globo-POP et de la version de l'Arctique du modèle ACC pour les contaminants entièrement persistants avec un log K_{OA} de 9,5 et un log K_{AW} de -2 était identique au rapport obtenu en divisant la charge corporelle mesurée de BPC-153 chez les femmes en âge de procréer de l'ouest du Groenland par le total des émissions globales de ce congénère (Breivik *et coll.*, 2007). Bien qu'une telle concordance entre les résultats soit presque certainement en quelque sorte fortuite, « elle contribue à renforcer la confiance en la capacité du modèle à prévoir les transferts de produits chimiques vers l'Arctique et la bioaccumulation chez les humains » [traduction] (Czub *et coll.*, 2008).

Binnington *et coll.* (2016) ont directement prédit les expositions découlant des émissions historiques globales de BPC en utilisant les données portant sur l'apport alimentaire rapporté pour les jeunes mères des régions d'Inuvik et de Baffin. Les concentrations prévues étaient soit semblables aux concentrations mesurées, soit quelque peu supérieures (Binnington *et coll.*, 2016). Les prédictions étaient aussi très sensibles aux apports présumés de lipides de mammifères marins. Puisque ces apports revêtaient un caractère incertain, il en était de même pour les concentrations prévues.

En raison du grand nombre de participants, il est possible que la fiabilité moyenne des données alimentaires recueillies dans le cadre de l'Enquête sur la santé des Inuits soit supérieure. Selon Laird *et coll.* (2013b), la concentration géométrique moyenne de BPC totaux était de 13 µm/L chez l'ensemble des participants de l'Enquête sur la santé des Inuits et de 5,34 µm/L chez l'ensemble des participantes âgées de 18 à 40 ans. Binnington *et coll.* (soumis en 2016) ont calculé des concentrations totales de BPC entre 21,5 et 41,3 µm/L chez les femmes en âge de procréer ayant une alimentation en moyenne semblable à celle des participants à l'Enquête sur la santé des Inuits. Concernant les femmes en âge de procréer, la proportion de mammifères marins dans leur alimentation typique était probablement surestimée, puisqu'elle était fondée sur la consommation maximale de mammifères marins par les hommes et les femmes plus âgées. Si on avait supposé de manière plus réaliste que les femmes en âge de procréer consomment le tiers de la quantité d'aliments traditionnels

retrouvés dans l'alimentation typique des participants, la concentration de BPC calculée aurait été de 4,2 et de 8,3 µm/L. Ce niveau de concordance entre le modèle et les observations, quoique probablement en partie fortuit, est très encourageant.

Les évaluations des modèles de chaîne alimentaire de l'Arctique pour les substances autres que les BPC sont rares, car les données portant sur les émissions à l'échelle mondiale ne sont pas disponibles pour plusieurs produits chimiques organiques persistants. Cependant, en tenant compte des préoccupations suscitées par l'exposition des populations autochtones de l'Arctique au mercure, il est recommandable de mettre au point des capacités semblables pour les prédictions des niveaux d'exposition fondées sur une approche mécaniste et pour la caractérisation du mercure.

Références bibliographiques – chapitre 2

Alcock, R.E., Sweetman, A.J., Juan, C.Y. et Jones, K.C. (2000). A generic model of human lifetime exposure to persistent organic contaminants: Development and application to PCB-101. *Environmental Pollution, 110*(2), 253-265.

AMAP. *AMAP Assessment 2009 : Human Health in the Arctic*. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP); 2009.

AMAP. *AMAP Assessment 2015 : Human Health in the Arctic*. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP); 2016.

Arbuckle, T.E., Fraser, W.D., Fisher, M., Davis, K., Liang, C.L. et coll. (2013). Cohort profile: The Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals research platform. *Paediatric and Perinatal Epidemiology, 27*(4), 415-425.

Armitage, J.M. et Gobas, F.A.P.C. (2007). A terrestrial food-chain bioaccumulation model for POPs. *Environmental Science & Technology, 41*(11), 4019-4025.

Armstrong, B., Tofflemire, K., Myles, E., Receveur, O. et Chan, L. (2007). *Monitoring temporal trends of human environmental contaminants in the NWT study*. Ministère de la Santé et des Services sociaux du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 2007.

Arnot, J.A. et Gobas, F.A.P.C. (2004). A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 23*(10), 2343-2355.

Arnot, J.A., Mackay, D., Webster, E. et Southwood, J.M. (2006). Screening level risk assessment model for chemical fate and effects in the environment. *Environmental Science & Technology, 40*(7), 23162323.

Arnot, J.A., Brown, T.N. et Wania, F. (2014). Estimating screening-level organic chemical half-lives in humans. *Environmental Science & Technology, 48*(1), 723-730.

Assemblée des Premières Nations. *Initiative de biosurveillance des Premières Nations – Résultats nationaux (2011)*, Ottawa, Assemblée des Premières Nations, 2013. En ligne à : http://www.afn.ca/uploads/files/afn_fnbi_fr.pdf.

Aylward, L.L., Hays, S.M., Gagné, M., Nong, A. et Krishnan, K. (2010). Biomonitoring equivalents for hexachlorobenzene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 58*(1), 25-32.

Ayotte, P., Carrier, G. et Dewailly, É. (1996). Health risk assessment for Inuit newborns exposed to dioxin-like compounds through breast feeding. *Chemosphere, 32*(3), 531-42.

Ayotte, P. (2014). *Aliments traditionnels et santé cardiovasculaire au Nunavik : étude de l'équilibre complexe entre le sélénium et les contaminants environnementaux*. Dans : Résumé de recherches effectuées en 2013–2014 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Ottawa, Affaires autochtones et Développement du Nord Canada.

Beaudouin, R., Micallef, S. et Brochot, C. (2010). A stochastic whole-body physiologically based pharmacokinetic model to assess the impact of inter-individual variability on tissue dosimetry over the human lifespan. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 57*(1), 103-116.

Benedetti, J.L., Dewailly, É., Turcotte, F. et Lefebvre, M. (1994). Unusually high blood cadmium associated with cigarette smoking among three subgroups of the general population, Quebec, Canada. *Science of the Total Environment, 152*, 161–167.

Berti, P.R., Receveur, O., Chan, H.M. et Kuhnlein, H.V. (1998). Dietary exposure to chemical contaminants from traditional food among adult Dene/Metis in the western Northwest Territories, Canada. *Environmental Research, 76*(2), 131-142.

Binnington, M.J., Quinn, C.L., McLachlan, M.S. et Wania, F. (2014). Evaluating the effectiveness of fish consumption advisories: Modeling prenatal, postnatal, and childhood exposures to persistent organic pollutants. *Environmental Health Perspectives, 122*(2), 178-186.

Binnington, M.J., Curren, M.S., Quinn, C.L., Armitage, J.M., Arnot, J.A., Chan, H.M., et coll. (2016). Mechanistic polychlorinated biphenyl exposure modeling of mothers in the Canadian Arctic: The challenge of reliably establishing dietary composition. *Environmental International, 92-93*, 256-268.

Binnington, M.J., Curren, M.S., Chan, H.M. et Wania, F. *Balancing the benefits and costs of marine mammal traditional food substitution by aboriginal Arctic women of childbearing age: impacts on persistent organic pollutant, mercury, and nutrient intakes.* Présenté en 2016.

Binnington, M.J. et Wania, F. (2014). Clarifying relationships between persistent organic pollutant concentrations and age in wildlife biomonitoring: Individuals, cross-sections, and the roles of lifespan and sex. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 33*(6), 1415-1426.

Boischio, A.A.P. et Cernichiari, E. (1998). Longitudinal hair mercury concentration in riverside mothers along the upper Madeira River (Brazil). Environmental Research, *77*(2), 79-83.

Blanchet, C. et Rochette, L. Nunavik Inuit Health Survey 2004. Nunavik Inuit Health Survey 2004. Qanuippitaa? How are we? Nutrition and food consumption among the Inuit of Nunavik. Insititut national de santé publique du Québec (INSPQ) et Régie régionale de la santé et des services sociaux du Nunavik; 2008.

Borgå, K. et Di Guardo, A. (2005). Comparing measured and predicted PCB concentrations in Arctic seawater and marine biota. *Science of the Total Environment, 342*(1-3), 281-300.

Borgå, K., Saloranta, T.M. et Ruus, A. (2010). Simulating climate change-induced alterations in bioaccumulation of organic contaminants in an Arctic marine food web. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 29*(6), 1349-1357.

Boucher, O., Bastien, C.H., Saint-Amour, D., Dewailly, É., Ayotte, P., Jacobson, J.L., et coll. (2010). Prenatal exposure to methylmercury and PCBs affects distinct stages of information processing: An event-related potential study with Inuit children. *Neurotoxicology, 31*(4), 373-384.

Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M. et Jones, K.C. (2007). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners - A mass balance approach. 3. An update. *Science of the Total Environment, 377*(2-3), 296-307.

Breivik, K., Czub, G., McLachlan, M.S. et Wania, F. (2010). Towards an understanding of the link between environmental emissions and human body burdens of PCBs using CoZMoMAN. *Environmental International, 36*(1), 85-91.

Brown, T.N. et Wania, F. (2008). Screening chemicals for the potential to be persistent organic pollutants: A case study of Arctic contaminants. *Environmental Science & Technology, 42*(14), 52025209.

Bu, Q., MacLeod, M., Wong, F., Toms, L.M.L., Mueller, J.F. et Yu, G. (2015). Historical intake and elimination of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides by the Australian population reconstructed from biomonitoring data. *Environmental International, 74*, 82-88.

Butler Walker, J., Houseman, J., Seddon, L., McMullen, E., Tofflemire, K., Mills, C. et coll. (2006). Maternal and umbilical cord blood levels of mercury, lead, cadmium, and essential trace elements in Arctic Canada. *Environmental Research, 100*(3), 295-318.

Calatayud, M., Devesa, V., Virseda, J.R., Barbera, R., Montoro, R. et Velez, D. (2012). Mercury and selenium in fish and shellfish: Occurrence, bioaccessibility and uptake by Caco-2 cells. *Food and Chemical Toxicology, 50*(8), 2696-2702.

Campfens, J. et Mackay, D. (1997). Fugacity-based model of PCB bioaccumulation in complex aquatic food webs. *Environmental Science & Technology, 31*(2), 577-583.

Carrier, G., Brunet, R.C. et Brodeur, J. (1995). Modeling of the toxicokinetics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in mammalians, including humans. *Toxicology Applied Pharmacology, 131*(2), 253-266.

Centers for Disease Control and Prevention. *Guidelines for the identification and management of lead exposure in pregnant and lactating women.* Atlanta, U.S. Department of Health and Human Services, 2010. En ligne à : http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/leadandpregnancy2010.pdf.

Chan, H.M., Fediuk, K., Hamilton, S., Rostas, L., Caughey, A., Kuhnlein, H., et coll. (2006). Food security in Nunavut, Canada: barriers and recommendations. *International Journal of Circumpolar Health, 65*, 416431.

Chan, H.M., Receveur, O., Sharp, D., Schwartz, H., Ing, A. et Tikhonov, C. (2011). *First Nations Food, Nutrition, and Environment Study (FNFNES): Results from British Columbia (2008/2009).* Prince George : University of Northern British Columbia.

Charania, N.A., Tsuji, L.J.S., Martin, I.D., Liberda, E.N., Coté, S., Ayotte, P., et coll. (2014). An examination of traditional foods and cigarette smoking as cadmium sources among the nine First Nations of Eeyou Istchee, Northern Quebec, Canada. *Environmental Science : Processes & Impacts, 16*(6), 1422-1433.

Clarkson, T.W. et Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical Reviews in Toxicology, 36*(8), 609-662.

Couture, A., Levesque, B., Dewailly, É., Muckle, G., Déry, S. et Proulx, J. (2012). Lead exposure in Nunavik: From research to action. *International Journal of Circumpolar Health, 71*(1).

Curren, M.S., Davis, K., Liang, C.L., Adlard, B., Foster, W.G., Donaldson, S.G., et coll. (2014). Comparing plasma concentrations of persistent organic pollutants and metals in primiparous women from northern and southern Canada. *Science of the Total Environment, 479-480*(1), 306-318.

Curren, M.S., Liang, C.L., Davis, K., Kandola, K., Brewster, J., Potyrala, M., et coll. (2015). Assessing determinants of maternal blood concentrations for persistent organic pollutants and metals in the eastern and western Canadian Arctic. *Science of the Total Environment, 527-528*, 150-158.

Czub, G. et McLachlan, M.S. (2004). A food chain model to predict the levels of lipophilic organic contaminants in humans. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 23*(10), 2356-2366.

Czub, G., Wania, F. et Mclachlan, M.S. (2008). Combining long-range transport and bioaccumulation considerations to identify potential Arctic contaminants. *Environmental Science & Technology, 42*(10), 3704-3709.

Czub, G. et McLachlan, M.S. (2004). Bioaccumulation potential of persistent organic chemicals in humans. *Environmental Science & Technology, 38*(8), 2406-2412.

Czub, G. et McLachlan, M.S. (2007). Influence of the temperature gradient in blubber on the bioaccumulation of persistent lipophilic organic chemicals in seals. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 26*(8), 1600-1605.

Dallaire, F., Dewailly, É., Muckle, G. et Ayotte, P. (2003). Time trends of persistent organic pollutants and heavy metals in umbilical cord blood of Inuit infants born in Nunavik (Québec, Canada) between 1994 and 2001. *Environmental Health Perspectives, 111*, 1660–1664.

Dallaire, R., Ayotte, P., Pereg, D., Déry, S., Dumas, P., Langlois, É., et coll. (2009). Determinants of plasma concentrations of perfluorooctanesulfonate and brominated organic compounds in Nunavik Inuit adults. *Environmental Science & Technology, 43*(13), 5130-5136.

De Laender, F., Van Oevelen, D., Frantzen, S., Middelburg, J.J. et Soetaert, K. (2010). Seasonal PCB bioaccumulation in an arctic marine ecosystem: A model analysis incorporating lipid dynamics, food-web productivity and migration. *Environmental Science & Technology, 44*(1), 356-361.

Delormier, T. *Examen des avantages et des risques inhérents aux aliments traditionnels et mis en marché : analyse du mercure dans les cheveux et communication des résultats de recherches dans la collectivité de Tulita (T.N.-O.)*. Dans : Résumé de recherche effectuées en 2011–2012 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Ottawa, Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 2012.

Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). *Restriction relative à la consommation d'organes d'orignaux provenant du sud des monts Mackenzie, dans la région du Deh Cho, en raison de la présence de taux élevés de cadmium*; Yellowknife, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 2009. En ligne à http://www.hss.gov.nt.ca/fr/news/restriction-relative-%C3%A0-la-consommation-d%E2%80%99organes-d%E2%80%99orignaux-provenant-du-sud-des-monts.

Department of Health and Social Services (DHSS). *Increase in mercury levels in Trout Lake, Cli Lake, Ste. Therese and Kelly Lake*. Yellowknife, Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (2010). En ligne à : http://www.hss.gov.nt.ca/advisory/increase-mercury-levels-trout-lake-cli-lake-ste-therese-and-kelly-lake.

Department of Health and Social Services (DHSS). *Mercury levels in fish*. Yellowknife, Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (2012). En ligne à : http://www.hss.gov.nt.ca/health/environment-and-your-health/mercury-levels-fish.

Dhurandhar, N.V., Schoeller, D., Brown, A.W., Heymsfield, S.B., Thomas, D., Sørensen, T.I.A., et coll. (2015). Energy balance measurement: when something is not better than nothing. *International Journal of Obesity, 39*, 1109-1113.

Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P. et coll. (2010). Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment, 408*(22), 5165-234.

Egeland, G.M. (2010a). *Inuit Health Survey 2007-2008: Nunavut. Ste-Anne-de-Bellevue: Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment*. En ligne à : http://www.mcgill.ca/cine/files/cine/adult_report_nunavut.pdf.

Egeland, G.M. (2010b). *Inuit Health Survey 2007-2008: Nunatsiavut. Ste-Anne-de-Bellevue: Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment*. En ligne à : http://www.mcgill.ca/cine/files/cine/adult_report_-_nunatsiavut.pdf.

Egeland, G.M.(2010c). *Inuit Health Survey 2007-2008: Inuvialuit Settlement Region. Ste-Anne-de-Bellevue: Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment*. En ligne à : http://www.mcgill.ca/cine/files/cine/adult_report_-_inuvialuit.pdf.

Egeland, G.M., Johnson-Down, L., Cao, Z.R., Sheikh, N., Weiler, H. (2011). Food insecurity and nutrition transition combine to affect nutrient intakes in Canadian Arctic communities. *Journal of Nutrition, 141*(9), 1746-1753.

Environnement Canada (2010). *Stratégie de gestion du risque relative au mercure*, Ottawa, Environnement Canada. En ligne à : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En14-20-2010-fra.pdf.

Fillion, M., Blais, J.M., Yumvihoze, E., Nakajima, M., Workman, P., Osborne, G., et coll. (2014). Identification of environmental sources of lead exposure in Nunavut (Canada) using stable isotope analyses. *Environmental International, 71*, 63-73.

Fontaine, J., Dewailly, É., Benedetti, J., Pereg, D., Ayotte, P. et Déry, S. (2008). Re-evaluation of blood mercury, lead and cadmium concentrations in the Inuit population of Nunavik (Québec): A cross-sectional study, *Environmental Health : A Global Access Science Source*, 7.

Fraser, A.J., Burkow, I.C., Wolkers, H. et Mackay, D. (2002). Modeling biomagnification and metabolism of contaminants in harp seals of the Barents Sea. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 21*(1), 55-61.

Frederiksen, M., Thomsen, C., Frøshaug, M., Vorkamp, K., Thomsen, M., Becher, G., et coll. (2010). Polybrominated diphenyl ethers in paired samples of maternal and umbilical cord blood plasma and associations with house dust in a Danish cohort. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 213*(4), 233-242.

Friendship, K.A. et Furgal, C.M. (2012). The role of Indigenous knowledge in environmental health risk management in Yukon, Canada. *International Journal of Circumpolar Health, 71*.

Gagné, D., Blanchet, R., Lauzière, J., Vaissière, E., Vézina, C., Ayotte, P., et coll. (2012). Traditional food consumption is associated with higher nutrient intakes in Inuit children attending childcare centres in Nunavik, *International Journal of Circumpolar Health. 71*(1).

Gandhi, N., Bhavsar, S.P., Gewurtz, S.B., Diamond, M.L., Evenset, A., Christensen, G.N., et coll. (2006). Development of a multichemical food web model: Application to PBDEs in Lake Ellasjøen, Bear Island, Norway. *Environmental Science & Technology, 40*(15), 4714-4721.

Gawor, A. et Wania, F. (2013). Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures. *Environmental Science : Processes & Impacts, 15*(9), 1671-1684.

Gobas, F.A.P.C. (1993). A model for predicting the bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in aquatic food-webs: application to Lake Ontario. *Ecologial Modelling, 69*(1-2), 1-17.

Gyalpo, T., Toms, L., Mueller, J.F., Harden, F.A., Scheringer, M. et Hungerbühler, K. (2015). Insights into PBDE uptake, body burden, and elimination gained from Australian age–Concentration trends observed shortly after peak exposure. *Environmental Health Perspectives, 123*(10), 978-984.

Haddad, S., Ayotte, P. et Verner, M. (2015). Derivation of exposure factors for infant lactational exposure to persistent organic pollutants (POPs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 71*(2), 135140.

Haines, D.A. et Murray, J. (2012). Human biomonitoring of environmental chemicals-early results of the 2007-2009 Canadian Health Measures Survey for males and females. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 215*(2), 133-137.

Hays, S.M., Becker, R.A., Leung, H.W., Aylward, L.L. et Pyatt, D.W. (2007). Biomonitoring equivalents: A screening approach for interpreting biomonitoring results from a public health risk perspective. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 47*(1), 96-109.

Hays, S.M., Aylward, L.L., LaKind, J.S., Bartels, M.J., Barton, H.A., Boogaard, P.J., et coll. (2008). Guidelines for the derivation of Biomonitoring Equivalents: Report from the Biomonitoring Equivalents Expert Workshop. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 51*(3), S4-S15.

Hays, S.M., Macey, K., Nong, A. et Alyward, L.L. (2014). Biomonitoring equivalents for selenium. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 70*(1), 333-339.

Santé Canada. *Mise à jour sur les effets sanitaires de faibles concentrations de plomb et proposition de niveaux et de stratégies d'intervention relatifs au taux de plomb sanguin*, Ottawa, Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, Direction de l'hygiène du milieu, 1994. 65 p.

Santé Canada. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*, Ottawa, Santé Canada, 2004.

Santé Canada. *Rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada – Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 1 (2007 à 2009)*, Ottawa, Santé Canada, 2010a.

Santé Canada. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie I : l'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0*, Ottawa, Santé Canada, 2010b.

Santé Canada. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*, Ottawa, Santé Canada, 2010c.

Hickie, B.E.,, Muir, D.C.G., Addison, R.F. et Hoekstra, P.F. (2005). Development and application of bioaccumulation models to assess persistent organic pollutant temporal trends in arctic ringed seal (Phoca hispida) populations. *Science of the Total Environment, 351-352*, 413-426.

Hislop, J.S., Collier, T.R., White, G.P., Khathing, D. et French, E. (1983). The use of keratinised tissues to monitor the detailed exposure of man to methylmercury from fish, *Clinical Toxicology and Clinical Chemistry of Metals*. New York: Academic Press.

Hwang, H.J. et Shim, S.M. (2008). Impact of sodium copper chlorophyllin on mercury absorption using an in vitro digestion with human intestinal cell model. *Food Science and Biotechnology, 17*(3), 564-568.

INAC. Panier de provisions nordique : Région de Baffin, Nunavut, Ottawa, ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien (AINC), 2006. En ligne à http://www.ainc-inac.gc.ca/nth/ fon/fm/pubs/nfbar/nfbar-eng.asp#chp4.

Institute of Medicine. *Dietary reference intakes for vitamin C, vitamin E, selenium, and carotenoids: a report of the Panel on Dietary Antioxidants and Related Compounds, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Use of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine*. Washington (DC): National Academy Press; 2000.

JECFA. Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires commission du Codex Alimentarius: 33e session, Genève, 2010.

Johnson-Restrepo, B. et Kannan, K. (2009). An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere, 76*(4), 542-548.

Jones-Otazo, H.A., Clarke, J.P., Diamond, M.L., Archbold, J.A., Ferguson, G., Harner, T. et coll. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environmental Science and Technology, 39*(14), 5121-5130.

Kelly, B.C., Ikonomou, M.G., Blair, J.D., Morin, A.E., Gobas, F.A.P.C. (2007). Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science, 317*(5835), 236-239.

Kelly, B.C. et Gobas, F.A.P.C. (2003). An Arctic terrestrial food-chain bioaccumulation model for persistent organic pollutants. *Environmental Science & Technology, 37*(13), 2966-2974.

Kirman, C.R., Aylward, L.L., Hays, S.M., Krishnan, K. et Nong, A. (2011). Biomonitoring equivalents for DDT/DDE. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 60*(2), 172-180.

Kreuzer, P.E., Csanády, G.A., Baur, C., Kessler, W., Päpke, O., Greim, H., et coll. (1997). 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and congeneus in infants. A toxicokinetic model of human lifetime body burden by TCDD with special emphasis on its uptake by nutrition. *Archives of Toxicology, 71*(6), 383-400.

Krishnan, K., Adamou, T., Aylward, L.L., Hays, S.M., Kirman et C.R., Nong, A. (2011). Biomonitoring equivalents for 2,2',4,4',5-pentabromodiphenylether (PBDE-99). *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 60*(2), 165-171.

Kuhnlein, H.V., Receveur, O., Chan, H.M. et Loring, E. (2000). *Assessment of dietary benefit/risk in Inuit communities. Montreal: Center for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment (CINE)*, Université McGill.

Kuhnlein, H.V., Receveur, O., Soueida, R. et Egeland, G. (2004). Arctic indigenous peoples experience the nutrition transition with changing dietary patterns and obesity. *Journal of Nutrition, 134*, 1447-1453.

Kuhnlein, H.V. et Receveur, O. (2007). Local cultural animal food contributes high levels of nutrients for Arctic Canadian indigenous adults and children. *Journal of Nutrition, 137*(4), 1110-1114.

Lafontaine, C. (2014). *A Return to Country Food: 3rd Annual Workshop*. Jean Marie River.

Laird, B.D., Shade, C.W., Gantner, N., Chan, H.M., Siciliano, S.D. (2009). Bioaccessibility of mercury from traditional northern country foods measured using an in vitro gastrointestinal model is independent on mercury concentration, *Science of the Total Environment, 407*, 6003-6008.

Laird, B.D., Goncharov, A.B., Egeland, G.M. et Chan, H.M. (2013a). Dietary advice on Inuit traditional food use needs to balance benefits and risks of mercury, selenium, and n3 fatty acids. *Journal of Nutrition, 143*(6), 923-930.

Laird, B.D., Goncharov, A.B. et Chan, H.M. (2013b). Body burden of metals and persistent organic pollutants among Inuit in the Canadian Arctic. *Environmental International, 59*, 33-40.

Laird, B.D. et Chan, H.M. (2013). Bioaccessibility of metals in fish, shellfish, wild game, and seaweed harvested in British Columbia, Canada. *Food and Chemical Toxicology, 58*, 381-387.

LaKind, J.S., Aylward, L.L., Brunk, C., Dizio, S., Dourson, M., Goldstein, D.A. et coll. (2008). Guidelines for the communication of Biomonitoring Equivalents: Report from the Biomonitoring Equivalents Expert Workshop. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 51*(3), S16-S26.

Lan, Y. Evaluation of BCF, BAF and LRTP model predictions of heterogeneous pollutants. Thèse de maîtrise en sciences de l'environnement, Université de Toronto, septembre 2015, 36 pages.

Legrand, M., Sousa Passos, C.J., Mergler, D. et Chan, H.M. (2005a). Biomonitoring of mercury exposure with single human hair strand. *Environmental Science & Technology, 39*(12), 4594-4598.

Legrand, M., Arp, P., Ritchie, C. et Chan, H.M. (2005b). Mercury exposure in two coastal communities of the Bay of Fundy, Canada. *Environmental Research, 98*, 14-21.

Legrand, M., Feeley, M., Tikhonov, C., Schoen, D. et Li-Muller, A. (2010). Methylmercury blood guidance values for Canada. *Canadian Journal of Public Health, 101*(1), 28-31.

Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidi, A.E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P., et coll. (2015). Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. *Science of the Total Environment, 509-510*, 248-259.

Liang, P., Qin, Y.Y., Zhang, C., Zhang, J., Cao, Y.C., Wu, S.C. et coll. (2013). Plasma mercury levels in Hong Kong residents: In relation to fish consumption. *Science of the Total Environment, 463*, 1225-1229.

Liberda, E.N., Tsuji, L.J.S. et Wainman, B.C. (2007). Is there a need to revise health Canada's human PCB guidelines? *Canadian Journal of Public Health, 98*(5), 407-411.

Liberda, E.N., Tsuji, L.J.S., Martin, I.D., Ayotte, P., Dewailly, É. et Nieboer, E. (2014). The complexity of hair/blood mercury concentration ratios and its implications. *Environmental Research, 134*(0), 286-294.

Longnecker, M.P., Klebanoff, M.A., Gladen, B.C. et Berendes, H.W. (1999). Serial levels of serum organochlorines during pregnancy and postpartum. *Archives of Occupational and Environmental Health, 54*(2), 110-114.

Lorber, M. (2002). A pharmacokinetic model for estimating exposure of Americans to dioxin-like compounds in the past, present, and future. *Science of the Total Environment, 288*(1-2), 81-95.

Lorber, M. (2008). Exposure of Americans to polybrominated diphenyl ethers. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 18*(1), 2–19.

Mackay, D. *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach*, Lewis Publishers/CRC Press. Boca Raton, 1991.

MacKay, D. et Fraser, A. (2000). Bioaccumulation of persistent organic chemicals: Mechanisms and models. *Environmental Pollution, 110*(3), 375-391.

Mahaffey, K.R. (2004). Fish and shellfish as dietary sources of methylmercury and the omega-3 fatty acids, eicosahexaenoic acid and docosahexaenoic acid: risks and benefits. *Environmental Research, 95*(3), 414-428.

McLachlan, M.S. (1994). Model of the fate of hydrophobic contaminants in cows. *Environmental Science & Technology, 28*(13), 2407-14.

Metcalf, S.W. et Orloff, K.G. (2004). Biomarkers of exposure in community settings. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 67*(8-10), 715-726.

Miettinen, J.K., Rahola, T., Hattula, T., Rissanen, K. et Tillander, M. (1971). Elimination of 203Hg-methylmercury in man. *Annals of Clinical Research, 3*(2), 116-122.

Moreda-Pineiro, J., Moreda-Pineiro, A., Romaris-Hortas, V., Moscoso-Perez, C., Lopez-Mahia, P., Muniategui-Lorenzo, S., et coll. (2011). In-vivo and in-vitro testing to assess the bioaccessibility and the bioavailability of arsenic, selenium and mercury species in food samples. *Trends in Analytical Chemistry, 30*(2), 324-345.

Morello-Frosch, R., Brody, J.G., Brown, P., Altman, R.G., Rudel, R.A. et Perez, C. (2009). Toxic ignorance and right-to-know in biomonitoring results communication: a survey of scientists and study participants. *Environmental Health, 8*.

Moser, G.A. et McLachlan, M.S. (2002). Modeling digestive tract absorption and desorption of lipophilic organic contaminants in humans. *Environmental Science & Technology, 36*(15), 3318-3325.

Muckle, G., Dewailly, É. et Ayotte, P. (1998). Prenatal exposure of Canadian children to polychlorinated biphenyls and mercury, *Canadian Journal of Public Health, 89*(SUPPL. 1), S20-5.

Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, É., Jacobson, S.W. et Jacobson, J.L. (2001). Prenatal exposure of the Northern Québec Inuit infants to environmental contaminants. *Environmental Health Perspectives, 109*(12), 1291-1299.

National Research Council. (2000). *Toxicological Effects of Methylmercury*. The National Academies Press, Washington.

Nakano, T., Fediuk, K., Kassi, N. et Kuhnlein, H.V. (2005). Food use of Dene/Metis and Yukon children. *International Journal of Circumpolar Health, 64*(2), 137-146.

Neely, W.B., Branson, D.R. et Blau, G.E. (1974). Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. *Environmental Science & Technology, 8*(13), 1113-1115.

Nichols, J.W., McKim, J.M., Andersen, M.E., Gargas, M.L., Clewell III, H.J. et Erickson, R.J. (1990). A physiologically based toxicokinetic model for the uptake and disposition of waterborne organic chemicals in fish. *Toxicology Applied Pharmacology, 106*(3), 433-447.

Nøst, T.H., Breivik, K., Fuskevåg, O., Nieboer, E., Odland, J.Ø. et Sandanger, T.M. (2013). Persistent organic pollutants in Norwegian men from 1979 to 2007: Intraindividual changes, age-period-cohort effects, and model predictions. *Environmental Health Perspectives, 121*(11-12), 1292-1298.

Phillips, D.L., Pirkle, J.L., Burse, V.W., Bernert Jr, J.T., Henderson, L.O. et Needham, L.L. (1989). Chlorinated hydrocarbon levels in human serum: Effects of fasting and feeding. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 18*(4), 495-500.

Potyrala, M., Brewster, J., Tofflemire, K., Receveur, O., Chan, H.M. et Sobol, I. (2008). The Anaana Project (Inuit prenatal health survey). Department of Health and Social Services, gouvernement du Nunavut.

Quinn, C.L., Wania, F., Czub, G. et Breivik, K. (2011). Investigating intergenerational differences in human PCB exposure due to variable emissions and reproductive behaviors. *Environmental Health Perspectives, 119*(5), 641-646.

Quinn, C.L., Armitage, J.M., Breivik, K. et Wania, F. (2012). A methodology for evaluating the influence of diets and intergenerational dietary transitions on historic and future human exposure to persistent organic pollutants in the Arctic. *Environmental International, 49*, 83-91.

Quinn, C.L. et Wania, F. (2012). Understanding differences in the body burden-age relationships of bioaccumulating contaminants based on population cross sections versus individuals. *Environmental Health Perspectives, 120*(4), 554-559.

Ritter, R., Scheringer, M., MacLeod, M., Schenker, U. et Hungerbühler, K. (2009). A multi-individual pharmacokinetic model framework for interpreting time trends of persistent chemicals in human populations: Application to a postban situation. *Environmental Health Perspectives, 117*(8), 1280-1286.

Ritter, R., Scheringer, M., MacLeod, M., Moeckel, C., Jones, K.C. et Hungerbühler, K. (2011). Intrinsic human elimination half-lives of polychlorinated biphenyls derived from the temporal evolution of cross-sectional biomonitoring data from the united kingdom. *Environmental Health Perspectives, 119*(2), 225231.

Rochette, L. et Blanchet, C. (2007). *Methodological report. Inuit Health Survey 2004 Quanuippitaa? How are we?* Québec, Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) & Nunavik Regional Board of Health and Social Services (NRBHSS).

Saudny, H., Leggee, D. et Egeland, G. (2012). Design and methods of the Adult Inuit Health Survey 2007-2008. *International Journal of Circumpolar Health, 71*.

Sexton, K., Needham, L.L. et Pirkle, J.L. (2004). Human biomonitoring of environmental chemicals. *American Scientist, 92*(1), 38-45.

Sonne, C., Gustavson, K., Rigét, F.F., Dietz, R., Krüger, T. et Bonefeld-Jørgensen, E.C. (2014) Physiologically based pharmacokinetic modeling of POPs in Greenlanders. *Environmental International, 64*, 91-97.

St-Amand, A., Werry, K., Aylward, L.L., Hays, S.M. et Nong, A. (2014). Screening of population level biomonitoring data from the Canadian Health Measures Survey in a risk-based context. *Toxicology Letters, 231*(2), 126-134.

Thomann, R.V. (1989). Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *ESandT Contents, 23*(6), 699-707.

Thomann, R.V., Connolly, J.P. et Parkerton, T.F. (1992) An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. *Environmental Toxicololgy and Chemistry, 11*(5), 615-629.

Tomy, G.T., Pleskach, K., Oswald, T., Halldorson, T., Helm, P.A., Macinnis, G., et coll. (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener-specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. *Environmental Science & Technology, 42*(10), 3634-3639.

Tomy, G.T., Pleskach, K., Ferguson, S.H., Hare, J., Stern, G., Macinnis, G., et coll. (2009). Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environmental Science & Technology, 43*(11), 4076-4081.

Torres-Escribano, S., Ruiz, A., Barrios, L., Velez, D. et Montoro, R. (2011). Influence of mercury bioaccessibility on exposure assessment associated with consumption of cooked predatory fish in Spain. *Journal of the Science of Food and Agriculture, 91*(6), 981-986.

Undeman, E., Brown, T.N., Wania, F. et McLachlan, M.S. (2010). Susceptibility of human populations to environmental exposure to organic contaminants. *Environmental Science & Technology, 44*(16), 62496255.

Van Oostdam, J., Donaldson, S., Feeley, M. et Tikhonov, C. (2009). *Rapport de l'évaluation des contaminants et de la santé dans l'Arctique canadien – Santé humaine 2009*, Ottawa, ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada.

Verner, M.-A., Ayotte, P., Muckle, G., Charbonneau, M. et Haddad, S. (2009). A physiologically based pharmacokinetic model for the assessment of infant exposure to persistent organic pollutants in epidemiologic studies. *Environmental Health Perspectives, 117*(3), 481-487.

Verner, M.-A., Plusquellec, P., Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, T., Jacobson, S.W. et coll. (2010). Alteration of infant attention and activity by polychlorinated biphenyls: Unravelling critical windows of susceptibility using physiologically based pharmacokinetic modeling. *Neurotoxicology, 31*(5), 424-431.

Verner, M.-A., Sonneborn, D., Lancz, K., Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, E., et coll. (2013). Toxicokinetic modeling of persistent organic pollutant levels in blood from birth to 45 months of age in longitudinal birth cohort studies. *Environmental Health Perspectives, 121*(1), 131-137.

Verner, M.-A., Plusquellec, P., Desjardins, J.L., Cartier, C., Haddad, S., Ayotte, P., et coll. (2015). Prenatal and early-life polychlorinated biphenyl (PCB) levels and behavior in Inuit preschoolers. *Environmental International, 78*, 90-94.

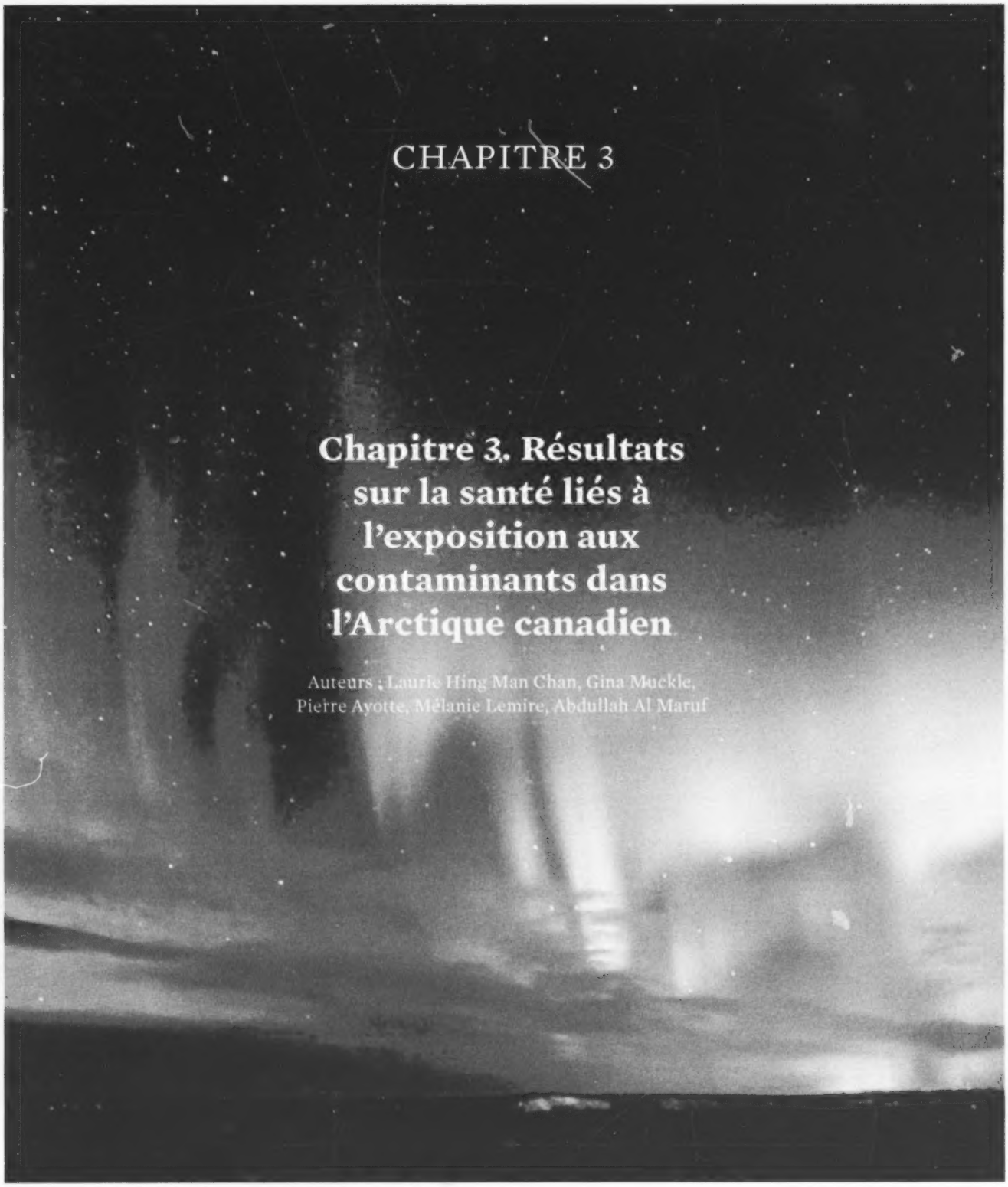
Versantvoort, C., van de Kamp, E. et Rompelberg, C.J.M. (2004). Development and Applicability of an in vitro digestion model in assessing the bioaccessibility of contaminants from food. Bilthoven: RIVM (320102002).

Versantvoort, C.H.M., Oomen, A.G., Van de Kamp, E., Rompelberg, C.J.M. et Sips, A. (2005). Applicability of an in vitro digestion model in assessing the bioaccessibility of mycotoxins from food. *Food and Chemical Toxicology, 43*(1), 31-40.

Wong, F., Cousins, I.T. et MacLeod, M. (2013). Bounding uncertainties in intrinsic human elimination half-lives and intake of polybrominated diphenyl ethers in the North American population. *Environmental International, 59*, 168-174.

Xu, F., Armitage, J.M. et Wania, F. *Unravelling the relationship between body mass index and persistent organic pollutant concentrations in humans.* Presentation at the 24th Annual Meeting SETAC Europe Basel, Suisse, 11-15 mai 2014.

Zhang, X., Brown, T.N., Wania, F., Heimstad, E.S. et Goss, K.-U. (2010). Assessment of chemical screening outcomes based on different partitioning property estimation methods. *Environmental International, 36*(6), 514-520. R. E



CHAPITRE 3

Chapitre 3. Résultats sur la santé liés à l'exposition aux contaminants dans l'Arctique canadien

Auteurs : Laurie Hing Man Chan, Gina Muckle, Pierre Ayotte, Mélanie Lemire, Abdullah Al Maruf

Chapitre 3. Résultats sur la santé liés à l'exposition aux contaminants dans l'Arctique canadien

Auteurs : Laurie Hing Man Chan, Gina Muckle, Pierre Ayotte, Mélanie Lemire

3.1. Introduction

Les conclusions liées à l'exposition à de fortes concentrations de contaminants chez les résidants du Nord pendant les études de biosurveillance dans l'Arctique circumpolaire soulèvent des préoccupations, particulièrement en ce qui concerne les conséquences des expositions sur la santé (Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique [PSEA] 2016). Depuis les années 1990, de nombreuses études épidémiologiques ont été effectuées au Canada afin d'évaluer les répercussions possibles sur la santé des peuples autochtones nordiques liées à l'exposition aux contaminants. Les rapports précédents de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien (Gilman et coll., 1997; Van Oostdam et coll., 1999, 2003, 2005, 2009; Donaldson et coll., 2010) ont présenté les premières conclusions de l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik (EDEN), une étude de cohorte mère-enfant prospective prenant place au Nunavik (Nord du Québec) sur les effets à long terme des BPC, du mercure et d'autres contaminants sur la croissance et le développement des enfants (résumées au tableau 1). Les résultats d'autres études transversales sur la mise au point de marqueurs biologiques pour les fonctions immunitaires et sur le rôle de l'exposition aux contaminants quant à l'émergence de maladies chroniques, comme le cancer et les maladies cardiovasculaires, sont également décrits dans ces rapports d'évaluation précédents.

De nombreuses études ont démontré la vulnérabilité du développement du cerveau fœtal aux expositions environnementales (Organisation mondiale de la Santé, 2006). La National Academy of Sciences des États-Unis estime que jusqu'à 25 % des cas de troubles d'apprentissage sont attribuables à des substances toxiques connues ou à des interactions de l'exposition environnementale avec les prédispositions génétiques (National Academy of Science, 2000). C'est un fait non négligeable compte tenu du fait que, selon l'enquête nationale sur la santé des enfants de 2003 menée aux États-Unis, 6,4 % des enfants souffrent de troubles du développement et du comportement et 10 % d'un trouble d'apprentissage (Blanchard et coll., 2006). Comme l'a fait valoir un comité d'experts de l'Organisation mondiale de la santé (Organisation mondiale de la santé, 2006), l'élimination des lacunes en matière de connaissance des causes des troubles d'apprentissage et autres troubles du développement nécessite la conception et la mise en œuvre d'études de cohorte longitudinales prospectives chez des femmes enceintes, des nourrissons et des enfants, assorties d'une évaluation de leur exposition à des fenêtres de développement critique, ainsi que de mesures sensibles de la santé sur tout le continuum du développement. Plusieurs études de ce type, dont certaines sur les populations de l'Arctique, ont eu lieu à ce jour afin d'évaluer les effets de l'exposition prénatale au mercure, aux BPC et au plomb, comme ces contaminants environnementaux largement répandus sont connus pour leurs effets néfastes sur le développement neurologique (Grandjean et Landrigan, 2006).

Tableau 1 : Résumé des conclusions de l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik (EDEN) lors du suivi effectué après 11 ans.

	Plomb	Mercure	BPC
Exposition prénatale	▪ Taille inférieure ▪ Traitement précoce de l'information visuelle inférieur ▪ Quotient intellectuel (QI) estimé plus faible ▪ Mémoire de travail inférieure	▪ Traitement précoce de l'information visuelle inférieur ▪ Altération des mécanismes attentionnels modulant le traitement de l'information sensorielle ▪ Quotient intellectuel (QI) estimé plus faible ▪ Compréhension et raisonnement perceptuel inférieurs ▪ Mémoire immédiate et souvenir de l'information stockée dans la mémoire inférieure ▪ Risque accru de problèmes d'attention et de comportement liés au TDAH	▪ Traitement de l'information inférieur lorsque l'information est évaluée consciemment
Exposition infantile	▪ Risque accru de comportement lié au TDAH, surtout du type hyperactif-impulsif ▪ Déficit de l'inhibition des réponses	▪ Réduction de la variabilité de la fréquence cardiaque	▪ Retard de croissance physique (taille, poids, circonférence de la tête, indice de masse corporel) ▪ Processus cognitifs non optimaux associés au contrôle des erreurs engendrant une moindre efficacité pendant les tâches cognitives ▪ Mémoire immédiate inférieure

La plupart des principales constatations récentes concernant les effets de l'exposition prénatale aux contaminants sur la santé des enfants au Canada sont issues de l'EDEN. L'EDEN a été conçue pour approfondir les constatations antérieures sur les effets des polluants organiques persistants (POP), du mercure et du plomb sur la santé et le développement des enfants en suivant un échantillon de dyades mère-fille.

L'EDEN a vu le jour dans le cadre du programme de surveillance du sang de cordon du Nunavik, qui a permis de déterminer l'exposition aux contaminants environnementaux à partir d'échantillons de sang de cordon ombilical obtenu auprès de presque tous les nourrissons du Nunavik nés entre 1994 et 2001 (Muckle et coll., 1998; Dallaire et coll., 2003). Entre 1995 et 2001, des femmes enceintes inuites du Nunavik, choisies en fonction de leur participation au programme de surveillance du sang de cordon à partir des trois plus grandes collectivités de la côte de la baie d'Hudson, ont été invitées à participer à un premier suivi (Muckle et coll., 2001), qui a permis l'administration de tests sur 190 nourrissons à 6 et à 12 mois. Entre 1999 et 2001, 110 enfants d'âge préscolaire qui n'avaient pas participé au suivi durant la petite enfance, mais chez qui du sang de cordon avait été prélevé, ont subi des tests neuromoteurs et neurophysiologiques (Després et coll., 2005; Saint-Amour et coll., 2006). Entre 2005 et 2010, 294 enfants de 11 ans ont subi des tests de croissance et de développement visuel, moteur, cognitif et comportemental, qu'ils aient ou non faits l'objet d'une évaluation pendant la petite enfance ou la période préscolaire. Ce chapitre porte sur les constatations de l'étude de cohorte sur des enfants de 11 ans (de 2005 à 2010). Des comparaisons sont établies avec des résultats de cette cohorte obtenus à un plus jeune âge, outre les résultats rapportés d'études de cohortes sur des enfants dans d'autres pays de l'Arctique circumpolaire.

Les constatations liées aux effets des contaminants sur les résultats sur la santé pour les adultes dans le Nord canadien proviennent principalement de l'analyse détaillée des résultats de deux enquêtes sur la santé menées au Nunavik en 1992 et en 2004. L'Enquête sur la santé au Nunavik, Qanuippitaa? Comment allons-nous? s'est échelonnée entre le 30 août et le 1er octobre 2004 à bord du navire de recherche scientifique CCGS Amundsen. L'équipe de recherche du Nunavik a visité les 14 collectivités du Nunavik et recruté 917 participants (Rochette et Blanchet, 2007; Ayotte et coll., 2011; voir également le chapitre 2). Des échantillons biologiques prélevés auprès des participants à l'Enquête sur la santé au Nunavik ont été analysés pour déceler la présence de polluants organiques persistants (POP) identiques à ceux analysés lors de l'enquête de Santé Québec de 1992 (Ayotte et coll., 1997; Valera et coll., 2013a). On a également déterminé les concentrations de contaminants tels que les PBDE, le SPFO, les hydroxyBPC, les dérivés méthylsulfonés de BPC et les chlorophénols dans le plasma sanguin des mêmes participants (Dallaire et coll., 2009a, 2009b).

Certaines données préliminaires sont également disponibles en provenance d'une autre étude transversale, l'Enquête sur la santé des Inuits (ESI), menée en 2007-2008 dans les autres régions inuites du Canada (Saudny et coll., 2012; voir également le chapitre 2). L'ESI était une étude exhaustive comprenant la mesure de l'apport alimentaire des contaminants, de la charge corporelle de contaminants, ainsi que d'autres déterminants de la santé et de leur relation avec les résultats sur la santé des participants. C'était la première fois qu'un tel ensemble complet de données était recueilli chez les Inuits du Nunavut, dans la région désignée des Inuvialuit (RDI) des Territoires du Nord-Ouest et au Nunatsiavut. Parmi les 2 595 personnes qui ont pris part à l'ESI, 2 172 ont fourni des échantillons sanguins pour la mesure des contaminants. La charge corporelle de plusieurs métaux (p. ex. le cadmium, le plomb) et POP (p. ex. les BPC, le p,p'-DDT et le p,p'-DDE, le toxaphène, le chlordane, les PBDE) a été mesurée chez des participants inuits de 36 collectivités (Laird et coll., 2013). Les résultats de la biosurveillance des contaminants environnementaux sont présentés au chapitre 2.

3.2. Résultats sur la santé chez les enfants

3.2.1. Croissance fœtale et infantile

Le poids, la taille et la circonférence de la tête ont été mesurés à la naissance et lors de l'enfance dans le cadre de l'EDEN. On a mené des analyses statistiques afin de modéliser les relations longitudinales entre les variables d'exposition et les résultats de croissance chez les nouveau-nés et les enfants. Les résultats détaillés de ces analyses sont présentés dans Dallaire *et coll.* (2014). L'EDEN n'a pas associé l'exposition prénatale au BPC-153 et au plomb à la croissance fœtale. L'exposition prénatale au plomb, mais pas l'exposition infantile au plomb, a été associée à une plus petite taille à l'enfance. L'exposition prénatale au plomb aurait été associée à un poids inférieur chez les fillettes âgées de cinq ans ou moins, mais pas chez les garçons, dans la ville de Mexico (Afeiche *et coll.*, 2011). Les concentrations de BPC dans le plasma des enfants âgés de 11 ans ont été modérément reliées à une taille et à un poids (contrôle de la taille), à une circonférence de la tête et à un indice de masse corporelle inférieurs chez les enfants d'âge scolaire. Même si l'exposition prénatale aux BPC a semble-t-il été associée à un poids corporel inférieur chez les enfants de quatre ans au Michigan (Jacobson *et coll.*, 1990), il faut étudier davantage le lien entre l'exposition postnatale aux BPC et la croissance infantile.

Dans l'échantillon d'enfants de l'EDEN suivis jusqu'à l'âge de 11 ans, l'exposition *in utero* au PCB-153 n'a pas été associée à la croissance fœtale, mais, dans un autre échantillon du

Nunavik (n = 248 femmes enceintes), on a associé des concentrations de BPC-153, d'hexachlorobenzène et de mercure à une grossesse de plus courte durée, (Dallaire et coll., 2013) et leurs associations à un retard de croissance fœtale sont influencées par leur lien avec une grossesse de plus courte durée (Dallaire et coll., 2013). Cette étude a associé l'exposition prénatale au mercure total à une réduction de presque 8 jours de la grossesse, en moyenne. Par contraste, il s'est avéré qu'un apport accru en acide docosahexanoïque (DHA) pendant la grossesse prolongeait la durée de la gestation, ce qui a indirectement eu des retombées positives importantes sur le poids, la longueur et la circonférence de la tête à la naissance. Ces données laissent entendre que l'apport en mercure total en provenance des poissons, des fruits de mer et des mammifères marins peut se répercuter sur la croissance fœtale en réduisant la durée de la grossesse. Toutefois, des acides gras oméga-3 tels que le DHA qui se trouvent également dans les poissons et les mammifères marins peuvent atténuer les effets négatifs sur la croissance fœtale en prolongeant la durée de la grossesse. Ainsi, les effets nets dépendront probablement de l'apport alimentaire combiné de mercure et de DHA issu de compositions particulières d'une alimentation de source marine.

Conformément aux résultats de l'EDEN, les autres études n'ont pas associé les concentrations de plomb dans le sang de cordon à la croissance fœtale, (Greene et Ernhart, 1991; Gonzalez-Cossio et coll., 1997; Hernandez-Avila et coll., 2002; Gundacker et coll., 2010), à une exception près dans une population suédoise (Osman et coll., 2000). L'EDEN est la première étude à fournir des données empiriques selon lesquelles l'exposition prénatale au plomb est liée à une moins bonne croissance chez les enfants d'âge scolaire, puisqu'aucune étude n'a consigné les effets sur la croissance physique après l'âge de quatre ans.

L'EDEN n'a pas associé les concentrations de BPC-153 à la croissance infantile, mais des concentrations sanguines de BPC-153 mesurées chez les enfants à 11 ans ont été associées à un poids, à une taille, à une circonférence de la tête et à un indice de masse corporelle moins élevés chez les enfants (Dallaire et coll., 2014). Une étude longitudinale examinant les associations entre les dioxines sériques et les BPC et évaluant les mesures de la croissance chez 499 garçons russes impubères (âgés de 8 à 9 ans) à Chapaevsk, en Russie, a permis de rapporter des résultats similaires des effets postnataux des BPC sur la croissance infantile. Les auteurs ont rapporté que des expositions aux dioxines et aux BPC étaient associées à un IMC, à une taille et à une vitesse de croissance (taux d'augmentation de la taille) moindres après trois ans de suivi (Burns et coll., 2011). Une association semblable entre l'exposition aux BPC et un IMC réduit, mais pas la taille, a été observée dans une population moins exposée d'adolescents flamands (Dhooge et coll., 2010), tandis qu'aucune association entre les BPC et la taille n'a été relevée chez des enfants de huit ans dans un échantillon peu exposé de l'Allemagne (Karmaus et coll., 2002). Donc, l'hypothèse selon laquelle l'exposition aux BPC nuit à la croissance osseuse et au poids durant l'enfance a reçu un certain soutien empirique (quoique non uniforme) des études sur des cohortes de modérément à fortement exposées.

3.2.2. Vision

L'EDEN a évalué l'acuité, la perception des couleurs et la sensibilité aux contrastes, et aucun des contaminants environnementaux à l'étude n'a été associé à ces évaluations cliniques (communication personnelle avec Dave Saint-Amour). On a mesuré les potentiels évoqués visuels (PEV), et on n'a constaté aucune association importante à l'exposition aux BPC. Toutefois, la concentration de mercure dans le sang de cordon a été associée de manière significative à une réduction de l'amplitude de la composante N75 au niveau de contraste le plus élevé et à un retard de la latence de la

composante N75 à un contraste plus faible. L'exposition prénatale au plomb a été associée à un retard de la latence de la composante N150 à la plupart des niveaux de contraste (Jacques *et coll.*, 2011). On a associé le niveau de DHA dans le plasma du sang de cordon à de plus courtes latences des composantes N1 et P1 des PEV des couleurs, et on n'a constaté aucun effet sur la charge corporelle actuelle d'acides gras oméga-3 sur les PEV en réponse au mouvement (Ethier *et coll.*, 2012).

L'importante association entre le mercure dans le sang de cordon et l'amplitude de la composante N75 au niveau de contraste le plus élevé porte à croire que ce déficit peut essentiellement toucher le système parvocellulaire, qui se spécialise dans la vision des hauts contrastes, l'acuité visuelle et la vision des couleurs. À l'appui de cette hypothèse, on a rapporté des déficits de l'acuité et de la vision des couleurs en lien avec l'exposition prénatale au mercure dans d'autres études (Cavalleri et coll., 1995; Ventura et coll., 2004; Fillion et coll., 2011). Toutefois, dans une étude des PEV portant sur des enfants d'âge scolaire du Groenland, aucun effet neurotoxique n'a été observé sur le traitement visuel en lien avec l'exposition prénatale au mercure (Weihe et coll., 2002). Le manque de résultats probants chez les enfants du Groenland est attribuable à des différences dans les protocoles d'essai : la latence des PEV a été mesurée, mais pas leur amplitude, et avec seulement un type de stimulus de haut contraste (inversion de damiers). De même, on n'a observé aucune altération des PEV chez des enfants féroïens de sept ans (Grandjean et coll., 1997; Murata et coll., 1999), mais, encore une fois, on a obtenu les PEV au moyen de stimuli sous forme de damiers uniquement, présentés exclusivement à des niveaux élevés de contraste visuel. Les constatations des deux études ont fortement influé sur la sélection du protocole de PEV pour l'EDEN : il a été conçu pour évaluer à la fois la latence et l'amplitude à de multiples niveaux de contraste afin d'accroître la sensibilité de détection des effets subtils. Par la manipulation des effets de contraste visuel, le protocole de l'EDEN a été conçu pour détecter les effets subtils de façon optimale.

Des changements de la latence des PEV en association avec les concentrations de mercure dans le cordon ont déjà été rapportés chez des enfants d'âge préscolaire du Nunavik (Saint-Amour et coll., 2006). Les résultats de l'EDEN à l'âge de 11 ans révèlent que cet effet négatif sur la latence persiste à l'âge scolaire. Il s'agit de la première étude longitudinale prospective qui relie l'exposition prénatale au plomb à un déficit à long terme du traitement visuel précoce chez les enfants. Des examens électrophysiologiques cognitifs effectués sur des enfants du Nunavik d'âge préscolaire ont révélé un effet neurotoxique similaire du plomb (Boucher et coll., 2009).

Les effets visuels sur le cerveau pour les participants à l'EDEN sont subcliniques, puisque l'acuité visuelle de ces enfants se situait dans la plage normale. Néanmoins, cette étude indique que l'exposition à des métaux lourds pendant la période prénatale peut se répercuter sur le développement du traitement visuel. Cette étude démontre également des effets bénéfiques de l'apport en DHA pendant la grossesse sur la fonction du système visuel chez les enfants d'âge scolaire.

3.2.3. Fonction intellectuelle et développement cognitif

Dans l'EDEN, la fonction intellectuelle a été documentée au moyen des échelles d'intelligence de Wechsler pour enfants (WISC-IV). Elles comprennent 10 sous-tests axés sur l'habileté verbale, le raisonnement visuo-spatial, la mémoire de travail et la vitesse du traitement de l'information. Seulement trois sous-tests verbaux comportent des questions à propos de choses possiblement méconnues des enfants inuits, et ces sous-tests ont été remplacés par deux tests verbaux (le Boston Naming Test (BNT) et

le test de fluidité verbale (F-V) de Delis-Kaplan), qui ne portent que sur des éléments familiers aux Inuits. Puisque l'on n'a pas utilisé les sous-tests verbaux standard, on a considéré les notes obtenues comme des estimations du quotient intellectuel (QI). Deux des expositions, soit l'exposition prénatale au mercure et l'exposition prénatale au plomb, ont été associées à un QI inférieur après ajustement pour tenir compte des autres contaminants, du DHA et du sélénium, en plus des autres facteurs confusionnels potentiels (Jacobson et coll., 2015). L'effet du mercure est devenu plus fort lorsque l'on est entré dans le modèle de régression le DHA contenu dans le sang de cordon, ce qui indique que l'effet bénéfique du DHA consommé pendant la période prénatale tend à masquer les effets nocifs de l'exposition prénatale au mercure. La compréhension verbale et le raisonnement perceptuel étaient les indices les plus sensibles à l'exposition prénatale au mercure. De même, dans des études de cohorte provenant des îles Féroé, les associations entre l'exposition prénatale au mercure et les déficits neurocomportementaux chez les enfants d'âge scolaire se sont vues renforcées après l'ajustement pour tenir compte des acides gras (Choi et coll., 2014). L'EDEN n'a pas démontré d'effet nocif de l'exposition prénatale aux BPC sur le QI, selon ce qu'on a observé chez des enfants du Michigan (Jacobson et Jacobson, 1996) et d'Oswego (Stewart et coll., 2008). Ces résultats laissent entendre que le mélange de BPC auquel les enfants de l'EDEN ont été exposés au Nunavik pourrait présenter une neurotoxicité différente que celui des autres études. D'autres études toxicologiques sont nécessaires afin d'en avoir la confirmation.

Des évaluations électrophysiologiques à l'aide de potentiels évoqués cognitifs (PEC) ont complété les tests de QI classiques afin de cerner des altérations subcliniques chez les participants à l'EDEN (Boucher et coll., 2010). Des PEC et des évaluations neurocomportementales traditionnelles ont également servi à évaluer la fonction mnésique (Boucher et coll., 2011; Boucher et coll., 2012a) dans cette cohorte. Les résultats obtenus au moyen des tests neurocomportementaux et de PEC indiquent que l'exposition prénatale au mercure est associée à des mécanismes attentionnels, à un rendement mnésique et à une fonction intellectuelle inférieurs, tandis que l'exposition prénatale au plomb a été associée à une moins bonne fonction intellectuelle. En outre, la charge corporelle courante de BPC a été associée à un traitement cognitif de l'information et à un rendement mnésique inférieurs.

Les effets du mercure observés dans l'EDEN corroborent ceux rapportés dans les îles Féroé (Grandjean *et coll.*, 1992). Les études de cohorte dans les îles Féroé effectuées depuis les années 1980 ont démontré que les enfants exposés au méthylmercure *in utero* affichent une diminution de la fonction motrice, de la capacité d'attention, des habiletés verbales, de la mémoire et d'autres fonctions mentales (Grandjean et coll., 1997). De façon générale, l'étude féroïenne a révélé qu'un doublement de l'exposition prénatale au mercure pour un enfant entraînait un retard de développement d'un à deux mois à l'âge de sept ans, soit l'âge où l'enfant doit commencer l'école. Ce retard correspond à environ 1,5 point de QI (Grandjean et Herz, 2011). On n'a observé aucun effet sur le rendement scolaire à l'âge de 16 ans, et seulement un petit effet sur les réalisations éducatives à l'âge de 22 ans (Debes et coll., 2013).

Contrairement aux résultats de l'EDEN, la plupart des études précédentes qui ont examiné les effets à long terme de l'exposition prénatale au plomb n'ont pas révélé d'effets sur le QI (p. ex. Dietrich et coll., 1987; McMichael et coll., 1988; Bellinger et coll., 1992). Les chercheurs de la cohorte de naissances féroïennes se sont également penchés sur l'effet de l'exposition prénatale au plomb en présence d'une exposition au mercure de taux molaire similaire. Les examens cliniques des enfants de la cohorte ont eu lieu à l'âge de sept ans et de 14 ans. Dans

l'ensemble, les concentrations de plomb dans le sang de cordon ne démontraient aucun schéma d'association clair aux fonctions cognitives (c.-à-d. l'attention, le langage, le raisonnement visuo-spatial et la mémoire) dans la cohorte. Toutefois, chez les sujets faiblement exposés au mercure en période prénatale (le quartile de concentration le plus bas de mercure dans les cheveux de la mère inférieur à 2,61 µg/g), et après inclusion des termes d'interaction statistiques, on a observé des effets nocifs liés au plomb sur les fonctions cognitives. Les termes d'interaction entre le plomb et le mercure portaient à croire que l'effet combiné des expositions était moins qu'additif (Yorifuji et coll., 2011). L'analyse des données de l'EDEN a également démontré des associations positives entre le DHA contenu dans le sang de cordon et le rendement aux évaluations neurocomportementales de la mémoire, lesquelles ont été observées quelles que soient les expositions aux BPC et au mercure (Jacobson *et coll.*, 2015). Ces résultats indiquent que les acides gras oméga-3 bénéficient grandement au développement infantile et qu'il faut les prendre en compte dans des études futures sur les effets des contaminants sur le développement infantile.

3.2.4. Comportement des enfants

Boucher et coll. (2012b) ont rapporté des résultats pour les participants à l'EDEN d'évaluations comportementales en fonction de deux questionnaires remplis par le professeur de chaque enfant. La fiche de cotation pour les professeurs de la Liste de contrôle du comportement des enfants (Achenbach et Rescorla, 2001) a fourni les cotes liées à l'attention et aux problèmes d'intériorisation et d'extériorisation. L'échelle de cotation des troubles du comportement perturbateurs (Pelham et coll., 1992) a établi quatre diagnostics cliniques : trouble déficitaire de l'attention avec hyperactivité (TDAH) (type inattentif, TDAH de type hyperactivité-impulsivité, trouble oppositionnel avec provocation et trouble des conduites. D'après les résultats de la fiche de cotation pour les professeurs, les concentrations de mercure dans le sang de cordon étaient intimement liées aux problèmes d'attention, et les concentrations de plomb dans le sang des enfants étaient liées à des problèmes d'extériorisation. L'échelle de cotation des troubles du comportement perturbateurs a permis d'obtenir des résultats cohérents : comparativement aux enfants dans le tertile le plus bas des concentrations de mercure dans le sang de cordon, les enfants des deuxième et troisième tertiles couraient un plus grand risque de TDAH de type inattentif, et ceux du troisième tertile couraient également un plus grand risque de TDAH de type hyperactivité-impulsivité. Pour les concentrations sanguines de plomb, les enfants des deuxième et troisième tertiles couraient un plus grand risque de TDAH de type hyperactivité-impulsivité que ceux du premier tertile.

L'EDEN a été la première étude à démontrer que l'exposition prénatale au mercure constituait un facteur de risque pour la symptomatologie du TDAH en âge scolaire. Le risque accru de déficit de l'attention rapporté concorde avec les conclusions d'une évaluation neuropsychologique dans la cohorte des îles Féroé et avec celles d'une évaluation des PEC réalisée sur un sous-échantillon de la cohorte de l'EDEN. Dans les îles Féroé, où la concentration de mercure moyenne dans le sang de cordon ressemblait à celle révélée par l'EDEN, on a associé l'exposition prénatale au mercure à un rendement déficient dans les tâches nécessitant de la concentration à l'âge de sept et de 14 ans (Grandjean et coll., 1997; Debes et coll., 2006). Une nouvelle analyse de ces données a démontré un effet particulier sur l'attention soutenue (Julvez et coll., 2010), un domaine neuropsychologique particulièrement touché chez les personnes atteintes du TDAH de type inattentif (Egeland et Kovalik-Gran, 2010). Dans l'EDEN, il s'est avéré que l'exposition prénatale au mercure altérait les mécanismes

attentionnels primaires modulant le traitement précoce de l'information sensorielle (Boucher et coll., 2010). L'incidence accrue des symptômes du TDAH rapportée par les professeurs dans l'EDEN indique que les effets nocifs sur l'attention auparavant associés à l'exposition prénatale au mercure dans les évaluations neuropsychologiques sont importants au plan clinique et à même d'entraver l'apprentissage et le rendement en classe.

Chez 110 enfants du Nunavik évalués à l'âge de cinq ans, les concentrations sanguines de plomb ont également été associées à des niveaux plus élevés d'impulsivité, d'irritabilité et d'inattention (Plusquellec et coll., 2010) et à de multiples aspects de la fonction neuromotrice (Després et coll., 2005; Fraser et coll., 2006). Ces résultats liés à l'exposition postnatale au plomb sont les mêmes que ceux de plusieurs études précédentes qui ont associé l'exposition infantile au plomb et le TDAH (examiné dans Eubig et coll., 2010). Bien que la principale source d'exposition au plomb au Nunavik (par grenailles de plomb) soit unique dans la documentation sur l'exposition au plomb, les résultats de l'EDEN répètent les constatations de nombreuses études sur le plomb reliant une faible exposition infantile au plomb et le TDAH.

Les chercheurs de l'EDEN ont évalué l'association entre les niveaux de BPC-153 prénataux et postnataux et l'inattention (n = 97) et l'activité (n = 98) chez les enfants à l'âge de cinq ans (Verner et coll., 2015). Les concentrations de BPC-153 dans le plasma de cordon ne se sont pas révélées associées à l'inattention et à l'activité, et les niveaux estimés d'exposition au BPC-153 des nourrissons à deux mois ont été associés à une plus longue durée de l'inattention (Verner et coll., 2015). Ces résultats donnent à penser que les enfants sont plus sensibles aux neurotoxines telles que les BPC durant certaines fourchettes de développement postnatal.

Outre l'exposition aux contaminants, Desrosiers et coll. (2013) ont démontré l'association de l'exposition prénatale à la fumée de cigarette chez les enfants de l'EDEN à des comportements d'extériorisation et à des problèmes d'attention exacerbés sur la fiche de cotation pour les professeurs et à une prévalence accrue du TDAH évaluée selon l'échelle de cotation des troubles du comportement perturbateurs. La coexposition au plomb et au mercure ne semblait pas exacerber les effets du tabac, ce qui laisse entendre que ces substances agissent de façon indépendante.

3.2.5. Fonction cardiaque et pression artérielle

La variabilité de la fréquence cardiaque (VFC) est une mesure commune des facteurs de risque de plusieurs maladies, dont l'infarctus du myocarde, l'insuffisance cardiaque congestive, la neuropathie diabétique, la dépression et la période suivant la transplantation cardiaque. Après le contrôle des facteurs confusionnels, dont l'âge, le sexe, le poids de naissance, l'IMC, la taille et le tabagisme maternel pendant la grossesse, les concentrations de mercure dans le sang de cordon ne sont pas avérées des paramètres de la variabilité de la fréquence cardiaque (VFC) à l'âge de 11 ans (Valera et coll., 2012) pour les participants de l'EDEN. Toutefois, les concentrations de mercure dans le sang des enfants ont été associées à une diminution de la VFC générale. Ces associations sont demeurées importantes après correction pour tenir compte du mercure, des acides gras oméga-3 et du sélénium dans le sang de cordon.

En revanche, les expositions prénatales et infantiles au mercure n'étaient pas liées à la pression artérielle (PA) à l'âge de 11 ans. Les conclusions négatives de l'EDEN au regard du mercure et de la PA divergent des études antérieures qui rapportaient une association positive entre l'exposition prénatale au méthylmercure et la PA (diastolique et systolique)

chez des enfants féroïens de sept ans (Sorensen et coll., 1999) et entre l'exposition prénatale au méthylmercure et la PA diastolique chez des garçons de 15 ans dans les Seychelles (Thurston et coll., 2007). Toutefois, la concentration moyenne de mercure dans le sang de cordon était environ 1,5 fois supérieure chez les enfants féroïens (Grandjean et coll., 1992) que dans l'EDEN, et la concentration de mercure dans les cheveux à l'âge de sept ans était trois fois plus élevée que celle révélée par l'EDEN. L'exposition prénatale au mercure était également plus importante dans l'étude des Seychelles que dans l'EDEN (Thurston et coll., 2007). La valeur prédictive des effets du mercure sur les paramètres de la VFC observés dans le cadre de l'EDEN chez des enfants en santé et le risque de maladies cardiométaboliques chroniques sont inconnus. Néanmoins, les résultats de l'EDEN et des cohortes féroïennes (Sorensen et coll. 1999; Grandjean et coll., 2004) fournissent la preuve que l'exposition au mercure durant l'enfance est liée à l'activité autonome cardiaque en âge scolaire.

3.2.6 Fonction immunitaire

Dewailly (2000) a fourni des données préliminaires indiquant que le risque d'otite moyenne augmentait avec l'exposition prénatale au p,p'-DDE, à l'hexachlorobenzène et à la dieldrine chez les enfants du Nunavik. L'EDEN n'a pas étudié les effets de l'exposition aux contaminants sur les fonctions immunitaires des enfants. Les études de la cohorte féroïenne ont démontré que les fortes expositions aux BPC et aux composés perfluorés chez les enfants féroïens étaient associées à une réponse immunitaire humorale réduite aux immunisations systématiques de l'enfance (Heilmann et coll., 2006; Heilmann et coll., 2010; Grandjean et coll., 2012a). Ces constatations indiquent un effet diminué des vaccins infantiles et peuvent refléter un déficit du système immunitaire plus général. Les répercussions cliniques d'une production d'anticorps insuffisante mettent en lumière le besoin de prévenir les expositions aux substances immunotoxiques et d'évaluer le risque lié à l'exposition à ces contaminants.

3.3. Résultats de santé pour les adultes

3.3.1. Effets cardiovasculaires

De plus en plus d'éléments tendent à montrer que l'exposition au méthylmercure pourrait accroître le risque de maladies cardiovasculaires chez les adultes, mais ces constatations ne sont pas encore concluantes. Valera et coll. (2013b) ont évalué les résultats obtenus de l'enquête de Santé Québec menée en 1992 au Nunavik, qui portait sur 313 adultes inuits. Les résultats indiquaient que les concentrations sanguines de méthylmercure faisaient augmenter la fréquence cardiaque au repos (FCR) après ajustement pour tenir compte des facteurs confusionnels, dont l'âge, le sexe, la glycémie à jeun, le cholestérol lié aux lipoprotéines de basse densité (LDL), le cholestérol lié aux lipoprotéines de haute densité (HDL), le triaglycérol, la consommation d'alcool, le tabagisme, l'activité physique, le traitement antihypertenseur, ainsi que certains contaminants (plomb et BPC totaux) et les éléments nutritifs du poisson (acides gras oméga-3). On a observé une augmentation de 6,9 battements par minute chez les personnes du quatrième quartile (28,4-112,0 ug/L) par rapport à celles du premier quartile (0,8-8,8 ug/L) de concentrations sanguines de méthylmercure. Toutefois, on n'a observé aucune association importante entre le méthylmercure dans le sang et la PA systolique, la PA diastolique ou la tension différentielle. Par contraste, les résultats de l'Enquête de santé de 2004 : Qanuippitaa?, qui portait sur 732 adultes inuits, ont révélé que les concentrations sanguines de mercure total étaient associées à une PA et à une tension différentielle plus élevées. Des

analyses à plusieurs variables ont démontré une association du mercure à une augmentation de la PA systolique (bêta = 2,14; P = 0,0004), alors que l'association à la PA diastolique était près du niveau de signification (bêta = 0,96; p = 0,069) après ajustement pour tenir compte de l'effet des éléments nutritifs dérivés des poissons (acides gras oméga-3 et sélénium) et d'autres facteurs confusionnels comme l'âge, le sexe, le cholestérol HDL, le cholestérol LDL, les triglycérides, la sensibilité à l'insuline, l'activité physique, le statut socioéconomique, le tabagisme et la consommation d'alcool (Valera et coll., 2009).

Ayotte et coll. (2011) ont étudié la relation entre les concentrations sanguines de mercure total et l'activité de l'enzyme paraoxonase 1 (PON1) chez 896 participants adultes dans le cadre de Qanuippitaa?, en 2004 au Nunavik. PON 1, une enzyme qui se trouve dans la fraction HDL des lipides sanguins, pourrait agir comme protection contre les cardiopathies coronariennes en métabolisant les lipides oxydés toxiques associés aux LDL et aux HDL. Dans cette étude, les concentrations sanguines de mercure étaient inversement associées à l'activité de PON1, tandis que les concentrations sanguines de sélénium étaient positivement associées à l'activité de PON1. Ces résultats portent à croire que l'exposition au mercure exerce un effet inhibiteur sur l'activité de PON1, que l'apport en sélénium semble compenser. Laird et coll. (2015) ont mesuré l'activité de PON1 et les concentrations de métaux dans les prélèvements sanguins de 2 172 participants adultes de l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik en 2007-2008. Les variables sociodémographiques, anthropométriques et se rapportant au mode de vie ont également été évaluées et contrôlées comme covariables. L'activité de PON1 a été positivement associée aux concentrations sanguines de sélénium, mais négativement associée aux concentrations sanguines de cadmium. On n'a observé aucune association de l'activité de PON1 et des concentrations sanguines de mercure ou de plomb. Ces deux études ont démontré les effets positifs du sélénium sur l'augmentation de l'activité de PON1, mais les effets du mercure n'étaient pas uniformes.

Sélénium et santé dans l'Arctique

Le sélénium est un élément essentiel que l'on retrouve en fortes concentrations dans les aliments marins locaux consommés par les Inuits. De tout l'Arctique, les Inuits présentent les concentrations sanguines moyennes de sélénium les plus élevées, mais aussi les plus variables (Hansen et coll., 2004; Laird et coll., 2013; Lemire et coll., 2015; voir le chapitre 2) rapportées à ce jour. Comme le mentionne le chapitre 2, le béluga et la peau de narval (mattaaq), des produits fins inuits grandement appréciés dans différentes régions de l'Arctique, constituent des sources alimentaires de sélénium exceptionnellement élevées (Wagemann et coll., 1996; Laird et coll., 2013; Lemire et coll., 2015). Plusieurs autres aliments locaux, tels que les organes de mammifères marins, la viande de morse, les œufs de plusieurs espèces de poissons et les organes de caribou sont également très riches en sélénium (Ayotte et coll., 2014; Lemire et coll., 2015). La bioaccessibilité du sélénium et la biodisponibilité de ces aliments sont généralement élevées (60 %) et moins variables que pour le mercure (Ayotte et coll., 2014).

Pour les populations se nourrissant de poissons et de mammifères marins, de plus en plus d'éléments probants indiquent qu'un apport alimentaire élevé en sélénium pourrait jouer un rôle dans la compensation de certains effets indésirables de l'exposition au méthylmercure chez les adultes, y compris des résultats négatifs sur les fonctions motrices et

visuelles, la prévalence de la cataracte sénile et des facteurs de risque tels qu'une pression artérielle accrue, l'inhibition de l'activité de PON1 et une augmentation des marqueurs biologiques du stress oxydatif (Valera et coll., 2009; Lemire et coll., 2010, 2011; Ayotte et coll., 2011; Alkazemi et coll., 2013; Fillion et coll., 2013). Dans ce contexte, un apport élevé en sélénium pourrait avoir des effets bénéfiques sur les mêmes résultats sur la santé que ceux influencés par le méthylmercure. Le sélénium pourrait partiellement atténuer les effets pro-oxydants du méthylmercure (Sakamoto et coll., 2013) et se lier directement au méthylmercure ou au mercure inorganique à la suite d'une déméthylation in situ, réduisant ainsi sa disponibilité pour les protéines et les organes cibles (Khan et Wang, 2009).

À l'opposé, dans d'autres régions du monde, un apport élevé en sélénium a été associé à des effets nocifs sur la santé. On a signalé des symptômes sensoriels et moteurs chez des patients consommant beaucoup de sélénium sous forme alimentaire en Chine, où du charbon minéral riche en sélénium a servi à fertiliser les cultures locales et à la cuisson des aliments à l'intérieur (Yang et coll., 1983; Liu et coll., 2007). Toutefois, une étude ultérieure examinant la même population a rapporté que les effets nocifs auraient pu être causés par une coexposition à d'autres contaminants contenus dans le charbon en Chine (Liu et coll., 2007). On a rapporté un risque accru de sclérose latérale amyotrophique chez les personnes consommant beaucoup de sélénium en Italie (Vinceti et coll., 2014). Ces effets nocifs résultent cependant d'une exposition à des niveaux élevés de sélénium inorganique dans l'eau (Vinceti et coll., 2014). Des concentrations sanguines élevées de sélénium comparables ont été rapportées chez des Inuits du Groenland (Hansen et coll., 2004) et chez des résidents des collectivités consommatrices de baleines au Japon (Nakamura et coll., 2014). Le Groenland n'a enregistré aucun symptôme clinique, et le Japon n'a observé aucun effet nocif. Toutefois, aucune de ces études n'a examiné expressément les effets liés au sélénium.

L'apport en sélénium supranutritionnel, habituellement sous forme de sélénium organique produit à partir de levure enrichie, a été associé à l'apparition du diabète de type 2, de l'hypercholestérolémie et de l'hypertension (Rayman et Stranges, 2013). On a rapporté ces perturbations cardiométaboliques à un apport beaucoup plus faible que dans les populations inuites. Dans ces pays, l'utilisation d'aliments enrichis en sélénium et de suppléments de sélénium et d'engrais enrichi de sélénium a nettement augmenté au cours des dernières années (Rayman et Stranges, 2013). Les résultats des études sur les humains manquent encore d'uniformité, et on ne peut déterminer clairement si une augmentation du sélénium en circulation est la cause ou la conséquence des voies dérégulées du métabolisme des glucides ou des lipides (Stranges et coll., 2010; Steinbreinner et coll., 2011; Rayman et Stranges, 2013).

Bien que le sélénium dans le sang soit le marqueur biologique utilisé pour les études dans l'Arctique, le sélénium dans le plasma est le marqueur biologique le plus souvent utilisé dans d'autres études épidémiologiques (Rayman, 2012). Outre ces deux marqueurs biologiques, on en a déterminé plusieurs autres (p. ex. les enzymes contenant du sélénium telles que les sélénoprotéines et de petits composés de sélénium (Xia et coll., 2010), et ceux-ci peuvent aider à mieux caractériser le statut en sélénium chez les Inuits. Récemment, un nouveau composé organique contenant du sélénium, la sélénonéine, s'est révélé comme la forme la plus importante de sélénium dans le thon rouge et d'autres organismes marins (Yamashita et coll., 2010). Cet analogue sélénié de l'ergothionéine, un puissant antioxydant,

pourrait contribuer à l'élimination des espèces réactives de l'oxygène qui interviennent dans l'étiologie des maladies chroniques ou de la toxicité du méthylmercure. On a observé différents ratios « méthylée/non méthylée » de sélénonéine dans le sang et l'urine humains, ce qui indique leur métabolisme actif et un rôle métabolique prometteur de ces métabolites redox chez les humains (Klein et coll., 2011). Une récente étude examinant une population japonaise consommatrice de poissons a démontré que la sélénonéine se retrouvait principalement dans la fraction cellulaire du compartiment sanguin. Les concentrations de sélénonéine et de méthylmercure dans la fraction cellulaire ont considérablement augmenté en combinaison avec la consommation de poissons marins, tandis que le sélénium sérique et le mercure sérique sont demeurés faibles, malgré un apport accru en poisson (Yamashita et coll., 2013).

De récentes constatations préliminaires d'une étude dans l'Arctique canadien ont révélé des concentrations de sélénonéine exceptionnellement élevées dans le sang des Inuits et la peau de béluga (Ayotte et coll., 2015). Les autres sources alimentaires et voies de synthèse de la sélénonéine dans les écosystèmes marins de l'Arctique restent à déterminer. Les mécanismes physiologiques et toxicologiques moléculaires de la sélénonéine chez les humains et les mammifères marins sont encore méconnus. Des études in vitro s'imposent, en particulier sur les érythrocytes, afin de comprendre les mécanismes moléculaires des interactions potentielles de la sélénonéine et du méthylmercure. D'autres études sont aussi nécessaires afin d'examiner les associations entre un apport élevé en sélénium et en sélénonéine issus d'aliments marins, les nouveaux marqueurs biologiques du statut en sélénium et les répercussions potentielles sur la santé, y compris sur les fonctions neurologiques et cardiométaboliques. De même, il faut d'autres études afin de mieux déterminer si un apport élevé en sélénium issu d'une alimentation marine aidera à atténuer les effets nocifs de l'exposition au méthylmercure à différents stades du cycle de vie dans les collectivités du nord.

Alkazemi et coll. (2013) ont mesuré les concentrations de mercure et de sélénium dans le sang et de F2-isoprostanes (F2-IsoPs) et F2-isofurannes (F2-IsoFs) dans le plasma chez 233 adultes inuits participant à l'Enquête sur la santé des Inuits. Les F2-IsoPs et les F2-IsoFs sont deux marqueurs biologiques du stress oxydatif de l'organisme entier. Ils ont découvert que les F2-IsoPs étaient inversement corrélés au sélénium dans le sang, mais non au mercure dans le sang. Les IsoFs étaient inversement corrélés au sélénium dans le sang et corrélés positivement tant au mercure et qu'au ratio mercure-sélénium. Ces résultats laissent supposer que le statut en sélénium et en mercure et leurs interactions sont des facteurs possibles de modulation des niveaux de F2-IsoP et de F2-IsoF, de sorte que les Inuits sont peut-être protégés du stress oxydatif induit par le mercure en raison de leur statut en sélénium, ce qui abaisse leur risque de maladies cardiovasculaires.

Des recherches menées dans l'Arctique circumpolaire ont révélé des résultats incohérents similaires sur le mercure. Chez les participants des îles Féroé, la pression artérielle s'est avérée associée à l'exposition au mercure, mesurée par les concentrations de mercure total dans les ongles d'orteils, les cheveux et les échantillons de sang entier de chasseurs de

baleines de sexe masculin (Choi et coll., 2009). Toutefois, au Groenland, on n'a découvert aucune association entre l'exposition au mercure (mesurée comme les concentrations de mercure total dans le sang entier) et une pression artérielle élevée (Nielsen et coll., 2012).

Valera et coll. (2013a) ont analysé les données recueillies auprès de 315 adultes inuits qui ont participé à l'enquête de Santé Québec effectuée dans les 14 villages du Nunavik en 1992 et constaté que les BPC totaux ainsi que la somme des BPC autres que ceux de type dioxine étaient associés à un risque accru d'hypertension. Qui plus est, le risque d'hypertension augmentait en association avec des concentrations plasmatiques plus élevées des congénères 101, 105, 138 et 187 de BPC. Les associations étaient seulement significatives après ajustement pour tenir compte des concentrations sanguines d'acides gras polyinsaturés (AGPI) à titre de facteurs confusionnels. Lorsque l'on tenait compte des contaminants organochlorés, le p,p'-DDE était associé à un risque accru d'hypertension, alors que des associations inverses ont été observées avec le p,p'-DDT, le β-HCH, et l'oxychlordane (Valera et coll., 2013a).

Par contre, une étude au Groenland portant sur 1 614 adultes inuits n'a trouvé aucune association entre la pression artérielle et l'exposition aux polluants organiques persistants (POP) (Valera et coll., 2013c). On a observé une association entre un risque accru d'hypertension et les BPC totaux de type dioxine chez les participants les plus jeunes seulement lorsque les analyses étaient stratifiées par catégorie d'âge (de 18 à 39 ans et 40 ans et plus), tandis qu'un effet protecteur marginal a été observé pour les BPC autres que ceux de type dioxine chez les participants les plus âgés. On a également associé un risque accru d'hypertension à une augmentation des concentrations de p,p'-DDT chez les participants les plus jeunes.

Dans l'ensemble, il y a incohérence dans les résultats obtenus de différentes études dans l'Arctique canadien et circumpolaire quant aux effets de l'exposition aux contaminants dans l'Arctique sur les maladies cardiovasculaires. Des recherches supplémentaires sont nécessaires afin d'élucider le rôle du mercure et des POP dans la pression artérielle et d'autres facteurs de risque de maladie cardiovasculaire, tout en tenant également compte de la coexposition à des facteurs confusionnels tels que les AGPI et le sélénium.

3.3.2. Effets endocriniens

3.3.2.1. Glande thyroïde

Dallaire et coll. (2009a) ont mesuré quatre paramètres de la glande thyroïde – c.-à-d. la thyérostimuline (TSH), la thyroxine libre (fT4), la triiodothyronine totale (tT3) et la globuline fixant la thyroxine (TGB) – et les concentrations de 41 contaminants, dont les BPC et leurs métabolites, les contaminants organochlorés, les PBDE, le SPFO et une mesure des composés de type dioxine dans les échantillons de plasma prélevés auprès de 623 adultes inuits ayant participé à l'Enquête de santé, Qanuippitaa?, en 2004. Une réduction importante des concentrations de tT3 s'est révélée associée aux niveaux de 14 congénères de BPC, sept BPC hydroxylés, tous les métabolites méthylsulfonyle des BPC, deux contaminants organochlorés et du PFSO. Les concentrations circulantes de TGB, la protéine de transport de l'hormone thyroïdienne prédominante chez les humains, ont été inversement associées à huit BPC, à cinq BPC hydroxylés, à trois contaminants organochlorés, et au PFSO. Ces résultats démontrent une association de l'exposition à plusieurs polluants organiques persistants (POP) à des modifications des paramètres de la glande thyroïde chez les Inuits adultes, résultant principalement de la réduction des concentrations circulantes de tT(3) et de

TBG. En revanche, une corrélation positive a été établie entre la concentration sanguine de PBDE-47 et la tT(3).

Bien que les résultats de cette étude fournissent une abondance de renseignements sur la relation entre les concentrations sanguines de POP et les paramètres de la glande thyroïde, elle comporte une limite fondamentale : l'évaluation de l'effet individuel des POP sur le statut hormonal thyroïdien par la prise en compte d'autres POP en raison des fortes intercorrélations entre ces composés. Certains POP, dont les métabolites hydroxylés des BPC, le pentachlorophénol (PCP) et le PFOS rivalisent avec la thyroxine (T4) pour les sites de liaison sur la transthyrétine (TTR), une protéine de transport de la T4 se retrouvant dans le plasma et le liquide céphalorachidien (Gutleb et coll., 2010). Audet-Delage et coll. (2013) on mis cette hypothèse à l'épreuve et étudié la relation entre les concentrations sanguines de ces POP et la concentration circulante de T4 lié à la transthyrétine (T4-TTR) chez 120 femmes inuites (âgées de 18 à 39 ans) ayant participé à Enquête de santé, Qanuippitaa?, de 2004. Ils n'ont trouvé aucun lien entre les POP et les concentrations de T4-TTR et ont conclu que les concentrations plasmatiques de ces composés se liant à la TTR chez les femmes inuites en âge de procréer n'étaient pas assez élevées pour se répercuter sur le transport des hormones thyroïdiennes véhiculé par la TTR.

Des observations similaires d'une association entre l'exposition aux POP et une incidence sur la fonction thyroïdienne et les niveaux hormonaux sont rapportées dans une recherche menée dans le sud du Canada. Une étude réalisée auprès de 115 jeunes adultes de la Nation mohawk d'Akwesasne s'est penchée sur la relation entre l'exposition aux POP et l'anticorps anti- thyroperoxydase (TPOAb) comme outil d'évaluation du dysfonctionnement thyroïdien (Schell et coll., 2009). En tout, 18 participants (15,4 %) présentaient des concentrations de TPOAb supérieures à la plage de référence de laboratoire normale (23 % des femmes, 9 % des hommes). De plus, après stratification par situation au regard de l'allaitement, les participants ayant été allaités affichaient des liens positifs entre les niveaux de TPOAb et tous les groupements de BPC (excepté les groupes composés de BPC non persistants) et le p,p'-DDE, l'hexachlorobenzène (HCB) et le mirex. Aucun effet n'était manifeste chez les jeunes adultes non allaités.

Ces études démontrent des associations entre la charge corporelle de POP et les paramètres de la glande thyroïde. Les répercussions cliniques globales sont à élucider. Les effets potentiels des POP nouveaux tels que le PFSO et le PBDE-47 sur l'homéostase thyroïdienne nécessitent également des études plus approfondies, puisque les concentrations de ces contaminants décelées chez les Inuits du Nunavik sont généralement plus faibles ou semblables aux niveaux constatés chez la population adulte du sud du Canada (PSEA, 2016).

3.3.2.2. Récepteur aryl-hydrocarbone

Le récepteur aryl-hydrocarbone (AhR) participe à la régulation des réactions biologiques aux contaminants sous forme d'hydrocarbures aromatiques planaires tels que les BPC de type dioxine et coplanaires. Il a été démontré que ce récepteur régulait les enzymes du métabolisme xénobiotique comme le cytochrome P450 et atténuait la toxicité de ces composés. Medehouenou et coll. (2010) ont étudié la relation entre les POP dans le plasma avec l'activité transcriptionnelle induite par l'AhR chez 874 adultes inuits ayant participé à Enquête de santé, Qanuippitaa?, de 2004. Les analyses statistiques multidimensionnelles ont pris en compte plusieurs variables sociodémographiques, anthropométriques et se rapportant au mode de vie comme des facteurs de modulation possibles de l'activité induite par l'AhR. Les concentrations plasmatiques de BPC-153 se sont avérées modérément corrélées à l'activité induite par l'AhR. Les auteurs laissent entendre que l'activité transcriptionnelle induite par

l'AhR des extraits plasmatiques des participants inuits est liée à leur charge corporelle de contaminants organochlorés, vraisemblablement ceux qui comprennent des BPC de type dioxine, des polychlorodibenzoparadioxines et des polychlorodibenzofurannes. On a également établi une association positive entre l'âge et les concentrations d'acides gras oméga-3 des participants dans les membranes d'érythrocytes (un indice de consommation d'aliments marins) et l'activité induite par l'AhR, tandis qu'on a noté une association négative avec la masse adipeuse corporelle. Bien que l'activité transcriptionnelle induite par l'AhR puisse s'avérer utile dans l'étude des associations possibles entre les agonistes de l'AhR et des effets néfastes sur la santé, les auteurs font observer des différences importantes dans les méthodologies entre les laboratoires effectuant des recherches dans ce domaine et invitent à la prudence au moment de comparer les résultats directement.

Les recherches menées dans l'Arctique circumpolaire ont analysé plus avant la corrélation possible entre les concentrations de POP et l'activité transcriptionnelle induite par l'AhR. Certaines études ont approfondi l'activité induite par les œstrogènes et les androgènes (AR).

Une comparaison entre 70 femmes inuites du Groenland (âge médian de 35 ans) et 22 femmes danoises (âge médian de 24 ans) a révélé que les concentrations de POP dans le plasma prélevé auprès des femmes inuites étaient plus de 10 fois supérieures à celles des femmes danoises. Les niveaux d'AhR étaient également plus élevés chez les femmes inuites que les Danoises et étaient positivement associés aux concentrations de POP. On n'a constaté aucune corrélation entre l'activité transcriptionnelle induite par l'AhR et les concentrations plasmatiques de POP pour les échantillons danois (Bonefeld-Jorgensen et Long, 2010; Long et Bonefeld-Jorgensen, 2012). Par opposition, les concentrations sériques de POP chez les hommes du Groenland étaient beaucoup plus élevées, l'activité induite par l'AhR et les ER étaient plus faibles, et la tendance était à une activité des AR plus élevée en comparaison à des données similaires recueillies auprès d'Européens de sexe masculin (Bonefeld-Jorgensen et Long, 2010). Une autre étude menée auprès de Groenlandais inuits a indiqué une relation inverse générale pour les concentrations sériques plus élevées de POP et l'activité induite par les ER, les AR et l'AhR. Les auteurs ont conclu que la relation inverse entre l'activité induite par l'AhR de type dioxine et l'activité des ER appuyait les constatations voulant que les dioxines étaient susceptibles d'exercer un effet anti-œstrogénique et que les concentrations sériques de POP chez les Groenlandais inuits étaient un perturbateur endocrinien potentiel. (Bonefeld-Jorgensen et Long, 2010; Kruger et coll., 2012)

La relation entre les concentrations sériques de POP, les composés perfluorés (PFC), certains métaux et la concentration sérique totale de POP avec l'activité induite par les ER, les AR et l'AhR a fait l'objet d'un examen plus approfondi dans le cadre d'une étude cas-témoins comportant les échantillons de 31 patientes atteintes du cancer du sein et 115 témoins du Groenland entre 2000 et 2003 Bonefeld-Jorgensen et coll., 2011). On a trouvé une association positive entre les concentrations sériques de POP et le risque de cancer du sein, bien que l'incidence du cancer du sein chez les Groenlandaises inuites soit généralement plus faible que dans les populations occidentales. L'activité induite par l'AhR sérique agonistique liée aux POP a été associée au risque de cancer du sein, c'est-à-dire qu'elle était plus faible dans les cas de cancer du sein par rapport aux témoins, bien que l'importance de ce résultat ait disparu après ajustement pour tenir compte des facteurs confusionnels correspondants (âge, IMC, grossesse, historique d'allaitement et cotinine). Des enquêtes plus poussées sont nécessaires afin de vérifier ces conclusions de l'étude groenlandaise.

Des recherches supplémentaires sur les hormones reproductives ont également eu lieu dans l'Arctique circumpolaire. Une étude chez les hommes du Groenland et trois cohortes européennes (des pêcheurs suédois et leurs épouses, de Varsovie, en Pologne et de Kharviv, en Ukraine) a rendu compte d'une association positive entre l'exposition au BPC-153 et l'hormone lutéinisante (LH) chez les hommes inuits du Groenland (Bonde et coll., 2008). Une analyse des données regroupées portant sur les échantillons des quatre centres a démontré une association positive entre les concentrations de p,p'-DDE et les niveaux d'hormone folliculostimuline (FSH). Par contraste, Grandjean et coll. (2012b) ont rapporté que les concentrations de globuline liant les hormones sexuelles (SHBG) augmentaient avec de plus fortes expositions aux BPC, tant au stade prénatal qu'au stade courant. On a postulé que la synthèse de la SHBG hépatique induite par les BPC pourrait jouer un rôle dans la hausse de la SHBG associée à une exposition aux BPC, mais cette possibilité reste à étayer (Grandjean et coll., 2012b). Haugen et coll. (2011) ont étudié les différences entre les expositions aux BPC chez des hommes échantillonnés dans la Norvège méridionale et septentrionale (au-delà du cercle arctique). On n'a observé aucune différence géographique dans les niveaux de BPC-153 ou les paramètres spermatiques. Toutefois, les niveaux de p,p'-DDE étaient plus élevés dans le sud que dans le nord, tout comme les niveaux de testostérone totale et libre. Les niveaux de FSH étaient plus faibles dans le sud. Les différences régionales observées pour les niveaux de p,p'-DDE, de testostérone et de FSH ne se reflétaient pas dans la qualité du sperme (Haugen et coll., 2011).

Une autre étude sur la fonction testiculaire a eu lieu dans les îles Féroé, où une exposition élevée des hommes aux BPC par rapport à celle des hommes danois est connue. Les concentrations spermiques chez les hommes féroïens étaient plus faibles que chez les hommes danois. Toutefois, le volume spermique était plus élevé; les quantités de spermatozoïdes totales ne différaient donc pas. De même, la motilité et la morphologie, dans leur ensemble, ne différaient pas entre les hommes féroïens et danois (Halling et coll., 2013). En outre, dans les îles Féroé, 438 adolescents de sexe masculin âgés de 14 ans ont participé à une étude qui examinait la relation entre l'exposition aux POP et une possible perturbation endocrinienne (Grandjean et coll., 2012b). On a associé une plus forte exposition prénatale aux BPC à de plus faibles concentrations sériques de LH et de testostérone. De plus, la SHBG a été positivement associée aux expositions prénatales et courantes aux BPC. Une forte corrélation a été établie entre les concentrations de p,p'-DDE, qui affichaient des associations légèrement plus faibles avec le profil hormonal, et les concentrations de BPC. Ces constatations portent à croire qu'une puberté retardée, accompagnée de faibles concentrations sériques de LH et associée à une exposition développementale aux BPC autres que ceux de type dioxine, pourrait être attribuable à un mécanisme hypothalamo-pituitaire central.

3.3.2.3. Effets sur les os

Au total, 194 femmes inuites âgées de 35 à 72 ans ayant participé à l'Enquête de santé, Qanuippitaa? de 2004 ont fait l'objet d'une évaluation afin de faire la lumière sur la relation entre la solidité osseuse et la charge corporelle de composés de type dioxine à l'aide de l'activité transcriptionnelle induite par l'AhR comme mesure des composés de type dioxine et de BPC de type dioxine particuliers dans le plasma (Paunescu et coll., 2013a). Ni les composés de type dioxine totaux dans le plasma ni les BPC de type dioxine particuliers n'ont été associés à l'indice de raideur des os après ajustement pour tenir compte de plusieurs facteurs confusionnels et covariables. Ces résultats d'étude ne soutiennent pas une association entre l'exposition aux composés de type dioxine et la solidité osseuse mesurée par l'indice de raideur au moyen d'une échographie chez les femmes inuites du Nunavik. Toutefois, une étude

transversale descriptive menée auprès de femmes cries de l'est de la baie James (Canada) s'est penchée sur la relation entre les concentrations plasmatiques de composés de type dioxine et les paramètres de la qualité osseuse. Les concentrations de BPC-105 et de BPC-118, mais pas la concentration de composés de type dioxine totaux, ont été inversement associées à l'indice de raideur (Paunescu et coll., 2013b).

3.3.2.4. Effets cancérogènes

Ravoori et coll. (2008) ont étudié le potentiel d'endommagement de l'ADN des BPC en mesurant les concentrations sanguines de BPC et un large éventail d'adduits à l'ADN prélevés auprès de 103 Inuits (70 femmes et 33 hommes) à Salluit, au Nunavik. Les résultats de l'étude ont montré la prédominance de la lésion oxydative connue, la 8-oxodG, qui représente 51 %, 54 % et 57 % de la charge totale d'adduits à l'ADN dans les groupes d'exposition faible, modérée et élevée aux BPC, respectivement. Bien que certains adduits individuels semblent s'accumuler avec l'augmentation des niveaux de BPC, on n'a pu confirmer une association entre les BPC et d'autres adduits à l'ADN nouvellement détectés. Un examen plus approfondi de 83 Inuits dans la même région (56 femmes et 27 hommes) a démontré une association inverse des niveaux d'adduits à l'ADN aux niveaux de BPC et de sélénium. Dans le groupe du ratio sélénium-BPC élevé, le sélénium entraînait des effets significativement négatifs sur la 8-oxodG et les adduits totaux, alors qu'il n'existait aucune corrélation dans le groupe du ratio sélénium-BPC faible. Ces résultats laissent supposer que le sélénium a un effet atténuant sur la réduction des adduits à l'ADN, et que le sélénium pourrait avoir un effet protecteur contre l'effet d'endommagement de l'ADN des BPC (Ravoori et coll., 2010).

De façon générale, aucun résultat clinique manifeste n'a été associé à l'exposition aux contaminants chez les résidents du Canada arctique. On a cependant associé de fortes expositions au plomb, aux BPC et au mercure pendant la grossesse à des effets sur le développement neurologique des enfants. Chez les adultes, une exposition élevée au mercure s'est révélée associée à des facteurs de risque d'effets cardiovasculaires au Nunavik, et une forte exposition aux POP a été associée à des facteurs de risque de troubles hormonaux et métaboliques. Par ailleurs, des éléments nutritifs présents dans la même source alimentaire, tels que les acides gras oméga-3, ont démontré des effets protecteurs.

Références bibliographiques - chapitre 3

Achenbach, T.M. et Rescorla, L. *Child Behavior Checklist for Ages 6-18*. Burlington: ASEBA; 2001. En ligne à http://www.aseba.org/forms/schoolagecbcl.pdf.

Afeiche, M., Peterson, K.E., Sánchez, B.N., Cantonwine, D., Lamadrid-Figueroa, H., Schnaas, L. et coll. (2011). Prenatal lead exposure and weight of 0- to 5-year-old children in Mexico City. *Environmental Health Perspectives, 119*(10), 1436-1441.

Alkazemi, D., Egeland, G.M., Roberts H, L.J., Chan, H.M. et Kubow, S. (2013). New insights regarding tissue Se and Hg interactions on oxidative stress from plasma IsoP and IsoF measures in the Canadian Inuit population. *Journal of Lipid Research, 54*(7), 1972-1979.

AMAP. *AMAP Assessment 2015: Human Health in the Arctic*. Oslo : Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA), 2016.

Audet-Delage, Y., Ouellet, N., Dallaire, R., Dewailly, É. et Ayotte, P. (2013). Persistent organic pollutants and transthyretin-bound thyroxin in plasma of Inuit women of childbearing age. *Environmental Science and Technology, 47*(22), 13086-13092.

Ayotte, P. *Aliments traditionnels et santé cardiovasculaire au Nunavik : étude de l'équilibre complexe entre le sélénium et les contaminants environnementaux (an 2)*. Dans : Résumé de recherches effectuées en 2013-2014 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Ottawa, Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 2014.

Ayotte, P. *Les éléments nutritifs présents dans les aliments traditionnels assurent-ils une protection contre la toxicité du mercure et les maladies cardiométaboliques? Intégration des données scientifiques de pointe et mobilisation des connaissances pour la santé des Nunavimmiut*. Dans : Résumé de recherches effectuées en 2014–2015 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Ottawa, Affaires autochtones et Developpement du Nord Canada, 2015.

Ayotte, P., Dewailly, E., Ryan, J.J., Bruneau, S. et Lebel, G. (1997). PCBs and dioxin-like compounds in plasma of adult Inuit living in Nunavik (Arctic Quebec). *Chemosphere, 34*(5-7), 1459-1468.

Ayotte, P., Carrier, A., Ouellet, N., Boiteau, V., Abdous, B., Sidi, E.A. et coll. (2011). Relation between methylmercury exposure and plasma paraoxonase activity in Inuit adults from Nunavik. *Environmental Health Perspectives, 119*(8), 1077-1083.

Bellinger, D.C., Stiles, K.M. et Needleman, H.L. (1992). Low-level lead exposure, intelligence and academic achievement: a long-term follow-up study. *Pediatrics, 90*(6), 855-861.

Blanchard, L.T., Gurka, M.J. et Blackman, J.A. (2006). Emotional, developmental, and behavioral health of American children and their families: a report from the 2003 National Survey of Children's Health. *Pediatrics, 117*(6):e1202-1212.

Bonde, J.P., Toft, G., Rylander, L., Rignell-Hydbom, A., Giwercman, A., Spano, M. et coll. (2008). Fertility and markers of male reproductive function in Inuit and European populations spanning large contrasts in blood levels of persistent organochlorines. *Environmental Health Perspectives, 116*(3), 269-277.

Bonefeld-Jorgensen, E.C., et Long, M. (2010). Dioxin-like activity in the blood of Greenlandic Inuit and Danish women: a pilot study. *International Journal of Circumpolar Health, 69*(2), 181-194.

Bonefeld-Jorgensen, E.C., Long, M., Bossi, R., Ayotte, P., Asmund, G., Kruger, T. et coll. (2011). Perfluorinated compounds are related to breast cancer risk in Greenlandic Inuit: a case control study. *Environmental Health, 10*, 88.

Boucher, O., Muckle, G., Saint-Amour, D., Dewailly, É., Ayotte, P., Jacobson, S.W. et coll. (2009). The relation of lead neurotoxicity to the event-related potential P3b component in Inuit children from Arctic Québec. *Neurotoxicology, 30*(6), 1070-1077.

Boucher, O., Bastien, C.H., Saint-Amour, D., Dewailly, É., Ayotte, P., Jacobson, J.L. et coll. (2010). Prenatal exposure to methylmercury and PCBs affects distinct stages of information processing: an event-related potential study with Inuit children. *Neurotoxicology, 31*(4), 373-384.

Boucher, O., Burden, M.J., Muckle, G., Saint-Amour, D., Ayotte, P., Dewailly, É. et coll. (2011). Neurophysiologic and neurobehavioral evidence of beneficial effects of prenatal omega-3 fatty acid intake on memory function at school age. *American Journal of Clinical Nutrition, 93*(5), 1025-1037.

Boucher, O., Burden, M.J., Muckle, G., Saint-Amour, D., Ayotte, P., Dewailly, É. et coll. (2012a). Response inhibition and error monitoring during a visual go/no-go task in Inuit children exposed to lead, polychlorinated biphenyls, and methylmercury. *Environmental Health Perspectives, 120*, 608-615.

Boucher, O., Jacobson, S.W., Plusquellec, P., Dewailly, É., Ayotte, P., Forget-Dubois, N. et coll. (2012b). Prenatal methylmercury and postnatal lead exposure: Risk factors for attention deficit hyperactivity disorder among Inuit children in Arctic Québec. *Environmental Health Perspectives, 120*(10), 1456-1461.

Burns, J.S., Williams, P.L., Sergeyev, O., Korrick, S., Lee, M.M., Revich, B. et coll. (2011). Serum dioxins and polychlorinated biphenyls are associated with growth among Russian boys. *Pediatrics, 127*(1), e59-68.

Cavalleri, A., Belotti, L., Gobba, F., Luzzana, G., Rosa, P. et Seghizzi, P.(1995). Colour vision loss in workers exposed to elemental mercury vapour. *Toxicology Letters, 77*, 351-356.

Choi, A.L., Weihe, P., Budtz-Jorgensen, E., Jorgensen, P.J., Salonen, J.T., Tuomainen ,T.P. et coll. (2009). Methylmercury exposure and adverse cardiovascular effects in Faroese whaling men. *Environmental Health Perspectives, 117*(3), 367-372.

Choi, A.L., Mogensen, U.B., Bjerve, K.S., Debes, F., Weihe, P., Grandjean, P. et coll. (2014). Negative confounding by essential fatty acids in methylmercury neurotoxicity associations. *Neurotoxicology and Teratology, 42*, 85-92.

Dallaire, F., Dewailly, É., Muckle, G. et Ayotte, P. (2003). Time trends of persistent organic pollutants and heavy metals in umbilical cord blood of Inuit infants born in Nunavik (Québec, Canada) between 1994 and 2001. *Environmental Health Perspectives, 111*(13), 1660-1664.

Dallaire, R., Dewailly, É., Pereg, D., Dery, S. et Ayotte, P. (2009a). Thyroid function and plasma concentrations of polyhalogenated compounds in Inuit adults. *Environmental Health Perspectives, 117*(9), 1380-1386.

Dallaire, R., Ayotte, P., Pereg, D., Déry, S., Dumas, P., Langlois, E. et Dewailly, E. (2009b). Determinants of plasma concentrations of perfluorooctanesulfonate and brominated organic compounds in Nunavik Inuit adults (Canada). *Environmental Science and Technology, 43*(13), 5130-5136.

Dallaire, R., Dewailly, É., Ayotte, P., Forget-Dubois, N., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L. et coll. (2013). Exposure to organochlorines and mercury through fish and marine mammal consumption: associations with growth and duration of gestation among Inuit newborns. *Environment International, 54*, 85-91.

Dallaire, R., Dewailly, É., Ayotte, P., Forget-Dubois, N., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L., et coll. (2014). Growth in Inuit children exposed to polychlorinated biphenyls and lead during fetal development and childhood. *Environment Research, 134*, 17-23.

Debes, F., Budtz-Jorgensen, E., Weihe, P., White, R.F. et Grandjean, P. (2006). Impact of prenatal methylmercury exposure on neurobehavioral function at age 14 years. *Neurotoxicology and Teratology, 28*(5), 536-547.

Debes, F., Grandjean, P., Ludvig, A. et Budtz-Jørgensen, E. (2013). *Educational outcomes in relation to methylmercury exposure and cognitive test performance.* Edinburgh: ICMGP - International Conference on Mercury as a Global Pollutant.

Després, C., Beuter, A., Richer, F., Poitras, K., Veilleux, A., Ayotte, P., et coll. (2005). Neuromotor functions in Inuit preschool children exposed to Pb, PCBs, and Hg. *Neurotoxicology and Teratology, 27*(2), 245-257.

Desrosiers, C., Boucher, O., Forget-Dubois, N., Dewailly, É., Ayotte, P., Jacobson, S.W. et coll. (2013). Associations between prenatal cigarette smoke exposure and externalized behaviors at school age among Inuit children exposed to environmental contaminants. *Neurotoxicology and Teratology, 39*, 8490.

Dewailly, É., Ayotte, P., Bruneau, S., Gingras, S., Belles-Isles, M., Roy, R. et coll. (2000). Susceptibility to infections and immune status in Inuit infants exposed to organochlorines. *Environmental Health Perspectives, 108*(3), 205-211.

Dhooge, W., Den Hond, E., Koppen, G., Bruckers, L., Nelen, V., Van De Mieroop, E. et coll. (2010). Internal exposure to pollutants and body size in flemish adolescents and adults: Associations and dose-response relationships. *Environment International, 36*(4), 330-337.

Dietrich, K.N., Krafft, K.M., Bornschein, R.L., Hammond, P.B., Berger, O., Succop, P.A. et coll. (1987). Low-level fetal lead exposure effect on neurobehavioral development in early infancy. *Pediatrics, 80*(5),72130.

Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P. et coll. (2010). Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment, 408*(22), 5165-5234.

Egeland, J. et Kovalik-Gran, I. (2010). Validity of the factor structure of Conners' CPT. *Journal of Attention Disorder, 13*(4), 347-357.

Ethier, A.A., Muckle, G., Bastien, C., Dewailly, É., Ayotte, P., Arfken, C. et coll. (2012). Effects of environmental contaminant exposure on visual brain development: A prospective electrophysiological study in school-aged children. *Neurotoxicology, 33*, 1075-1085.

Eubig, P.A., Aguiar, A. et Schantz, S.L. (2010). Lead and PCBs as risk factors for attention deficit/hyperactivity disorder. *Environmental Health Perspectives, 118*(12), 1654-1667.

Fillion, M., Philibert, A., Mertens, F., Lemire, M., Passos, C.J., Frenette, B., et coll. (2011). Neurotoxic sequelae of mercury exposure: An intervention and follow-up study in the Brazilian Amazon. *EcoHealth, 11*(8), 210-222.

Fillion, M., Lemire, M., Philibert, A., Frenette, B., Weiler, H.A., Deguire, J.R. et coll. (2013). Toxic risks and nutritional benefits of traditional diet on near visual contrast sensitivity and color vision in the Brazilian Amazon. *Neurotoxicology, 37*, 173-181.

Fraser, S., Muckle, G. et Despres, C. (2006). The relationship between lead exposure, motor function and behaviour in Inuit preschool children. *Neurotoxicology and Teratology, 28*(1), 18-27.

Gilman, A., Dewailly, É., Feeley, M., Jerome, V., Kuhnlein, H., Kwavnick, B. *et coll.* Chapitre 4, Santé humaine. Dans : Jensen, J., Adare, K. et Shearer, R., éditeurs. *Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien*, Ottawa, Affaires indiennes et du Nord Canada, 1997.

Gonzalez-Cossio, T., Peterson, K.E., Sanin, L.H., Fishbein, E., Palazuelos, E., Aro, A. et coll. (1997). Decrease in birth weight in relation to maternal bone-lead burden. *Pediatrics, 100*, 856-862.

Grandjean, P., Weihe, P., Jorgensen, P.J., Clarkson, T., Cernichiari, E. et Videro, T. (1992). Impact of maternal seafood diet on fetal exposure to mercury, selenium, and lead. *Archives of Environmental & Occupational Health, 47*(3), 185-195.

Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., et coll. (1997). Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology, 19*(6), 417-428.

Grandjean, P., Murata, K., Budtz-Jorgensen, E. et Weihe, P. (2004). Cardiac autonomic activity in methylmercury neurotoxicity: 14-year follow-up of a Faroese birth cohort. *Journal of Pediatrics, 144*(2), 169-176.

Grandjean, P., Andersen, E.W., Budtz-Jorgensen, E., Nielsen, F., Molbak, K. et Weihe, P. (2012a). Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds. *JAMA, 307*(4), 391397.

Grandjean, P., Gronlund, C., Kjaer, I.M., Jensen, T.K., Sorensen, N., Andersson, A.M. et coll. (2012b). Reproductive hormone profile and pubertal development in 14-year-old boys prenatally exposed to polychlorinated biphenyls. *Reproductive Toxicology, 34*(4), 498-503.

Grandjean, P. et Herz, K.T. (2011). Methylmercury and brain development: imprecision and underestimation of developmental neurotoxicity in humans. *Mount Sinai Journal of Medicine, 78*(1), 107-118.

Grandjean, P. et Landrigan, P.J. (2006). Developmental neurotoxicity of industrial chemicals. *Lancet, 368*, 2167–2178.

Greene, T. et Ernhart, C.B. (1991). Prenatal and preschool age lead exposure: Relationship with size. *Neurotoxicology and Teratology, 13*, 417-427.

Gundacker, C., Frohlich, S., Graf-Rohrmeister, K., Eibenberger, B., Jessenig, V., Gicic, D., et coll. (2010). Perinatal lead and mercury exposure in austria. *Science of the Total Environment, 408*, 5744-5749.

Gutleb, A.C., Cenijn, P., Velzen, M., Lie, E., Ropstad, E., Skaare, J.U. et coll. (2010). In vitro assay shows that PCB metabolites completely saturate thyroid hormone transport capacity in blood of wild polar bears (Ursus maritimus). *Environmental Science and Technology, 44*(8), 3149-3154.

Halling, J., Petersen, M.S., Jorgensen, N., Jensen, T.K., Grandjean, P. et Weihe, P. (2013). Semen quality and reproductive hormones in Faroese men: a cross-sectional population-based study of 481 men. *BMJ Open, 3*(3).

Hansen, J.C., Deutch, B. et Pedersen, H.S. (2004). Selenium status in Greenland Inuit. *Science of the Total Environment, 331*(1-3), 207-214.

Haugen, T.B., Tefre, T., Malm, G., Jonsson, B.A., Rylander, L., Hagmar, L., et coll. (2011). Differences in serum levels of CB-153 and p,p'-DDE, and reproductive parameters between men living south and north in Norway. *Reproductive Toxicology*, 32(3), 261-267.

Heilmann, C., Grandjean, P., Weihe, P., Nielsen, F. et Budtz-Jorgensen, E. (2006). Reduced antibody responses to vaccinations in children exposed to polychlorinated biphenyls. *PLOS Medicine, 3*(8) :e311.

Heilmann, C., Budtz-Jorgensen, E., Nielsen, F., Heinzow, B., Weihe, P. et Grandjean, P. (2010). Serum concentrations of antibodies against vaccine toxoids in children exposed perinatally to immunotoxicants. *Environmental Health Perspectives, 118*(10), 1434-1438.

Hernandez-Avila, M., Peterson, K.E., Gonzalez-Cossio, T., Sanin, L.H., Aro, A., Schnaas, L. et coll. (2002). Effect of maternal bone lead on length and head circumference of newborns and 1-month-old infants. *Archives of Environmental & Occupational Health, 57*, 482-488.

Jacobson, J.L., Jacobson, S.W. et Humphrey, H.E. (1990). Effects of exposure to PCBs and related compounds on growth and activity in children. *Neurotoxicology and Teratology, 12*(4), 319–326.

Jacobson, J.L., Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, É. et Jacobson, S.W. (2015). Relation of prenatal methylmercury exposure from environmental sources to childhood IQ. *Environmental Health Perspectives, 123*(8), 827-833.

Jacobson, J.L. et Jacobson, S.W. (1996). Intellectual impairment in children exposed to polychlorinated biphenyls in utero. *New England Journal of Medicine, 335*(11), 783-789.

Jacques, C., Levy, E., Muckle, G., Jacobson, S.W., Bastien, C., Dewailly, É. et coll. (2011). Long-term effects of prenatal omega-3 fatty acid intake on visual function in school-age children. *Journal of Pediatrics, 158*(1), 83-90.

Julvez, J., Debes, F., Weihe, P., Choi, A. et Grandjean, P. (2010). Sensitivity of continuous performance test (CPT) at age 14 years to developmental methylmercury exposure. *Neurotoxicology and Teratology, 32*, 627-632.

Karmaus, W., Asakevich, S., Indurkhya, A., Witten, J. et Kruse, H. (2002). Childhood growth and exposure to dichlorodiphenyl dichloroethene and polychlorinated biphenyls. *Journal of Pediatrics, 140*, 33-39.

Khan, M.A. et Wang, F. (2009). Mercury-selenium compounds and their toxicological significance: towards a molecular understanding of mercury-selenium antagonism. *Environmental Toxicology and Chemistry, 28*(8), 1567-1577.

Klein, M., Ouerdane, L., Bueno, M. et Pannier, F. (2011). Identification in human urine and blood of a novel selenium metabolite, Se-methylselenoneine, a potential biomarker of metabolization in mammals of the naturally occurring selenoneine, by HPLC coupled to electrospray hybrid linear ion trap-orbital ion trap MS. *Metallomics, 3*(5), 513-520.

Kruger, T., Long, M., Ghisari, M. et Bonefeld-Jorgensen, E.C. (2012). The combined effect of persistent organic pollutants in the serum POP mixture in Greenlandic Inuit: xenoestrogenic, xenoandrogenic and dioxin-like transactivities. *Biomarkers, 17*(8), 692-705.

Laird, B.D., Goncharov, A.B. et Chan, H.M. (2013). Body burden of metals and persistent organic pollutants among Inuit in the Canadian Arctic. *Environment International, 59*, 33-40.

Laird, B.D., Goncharov, A.B., Ayotte, P. et Chan, H.M. (2015). Relationship between the esterase paraoxonase-1 (PON1) and metal concentrations in the whole blood of Inuit in Canada. *Chemosphere, 120*, 479-485.

Lemire, M., Fillion, M., Frenette, B., Mayer, A., Philibert, A., Passos, C.J.S, Guimarães, J.R.D. et coll. (2010). Selenium and mercury in the Brazilian Amazon: Opposing influences on age-related cataracts. *Environmental Health Perspectives, 118*(11), 1584-1589.

Lemire, M., Fillion, M., Frenette, B., Passos, C.J.S., Guimarães, J.R.D., Barbosa, F. et coll. (2011). Selenium from dietary sources and motor functions in the Brazilian Amazon. *Neurotoxicology, 32*(6), 944-953.

Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidi, A.E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P. et coll. (2015). Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. *Science of the Total Environment, 509-510*, 248-259.

Liu, G.J., Zheng, L.G., Duzgoren-Aydin, N.S., Gao, L.F., Liu, J.H. et Peng, Z.C. (2007). Health effects of arsenic, fluorine, and selenium from indoor burning of Chinese coal. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 189*, 89-106.

Long, M., et Bonefeld-Jørgensen, E.C. (2012). Dioxin-like activity in environmental and human samples from Greenland and Denmark. *Chemosphere, 89*(8), 919-928.

Medehouenou, T.C., Larochelle, C., Dumas, P., Dewailly, É. et Ayotte, P. (2010). Determinants of AhR-mediated transcriptional activity induced by plasma extracts from Nunavik Inuit adults. *Chemosphere, 80*(2), 75-82.

McMichael, A.J., Baghurst, P.A., Wigg, N.R., Vimpani, G.V., Robertson, E.F. et Roberts, R.J. (1988). Port Pirie Cohort Study: environmental exposure to lead and children's abilities at the age of four years. *New England Journal of Medicine, 319*(8), 468-475.

Muckle, G., Dewailly, É. et Ayotte, P. (1998). L'exposition prénatale des enfants canadiens aux biphényles polychlorés et au mercure. Revue canadienne de santé publique, *89*(SUPPL.1):S20-5.

Muckle, G., Ayotte, P., Dewailly, É., Jacobson, S.W. et Jacobson, J.L. (2001). Prenatal exposure of the northern Québec Inuit infants to environmental contaminants. *Environmental Health Perspectives, 109*, 1291–1299.

Murata, K., Weihe, P., Araki, S., Budtz-Jorgensen, E. et Grandjean, P. (1999). Evoked potentials in Faroese children prenatally exposed to methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology, 21*, 471-472.

Nakamura, M. et coll. (2014). Methylmercury exposure and neurological outcomes in Taiji residents accustomed to consuming whale meat. *Environment international, 68*, 25–32.

National Academy of Science. *Scientific Frontiers in Developmental Toxicology and Risk Assessment*. Washington, DC: National Academy of Sciences Committee on Developmental Toxicology, 2000. En ligne à : http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=9871&page=R1.

Nielsen, A.B., Davidsen, M. et Bjerregaard, P. (2012). The association between blood pressure and whole blood methylmercury in a cross-sectional study among Inuit in Greenland. *Environmental Health, 11*, 44.

Osman, K., Akesson, A., Berglund, M., Bremme, K., Schutz, A., Ask, K. et coll. (2000). Toxic and essential elements in placentas of Swedish women. *Clinical Biochemistry, 33*, 131-138.

Paunescu, A.C., Ayotte, P., Dewailly, É. et Dodin, S. (2013a). Dioxin-like compounds are not associated with bone strength measured by ultrasonography in Inuit women from Nunavik (Canada): results of a cross-sectional study. *International Journal of Circumpolar Health, 72*.

Paunescu, A.C., Dewailly, É., Dodin, S., Nieboer, E. et Ayotte, P. (2013b). Dioxin-like compounds and bone quality in Cree women of Eastern James Bay (Canada): a cross-sectional study. *Environmental Health, 12*(1), 54.

Pelham, W.E., Gnagy, E., Greenslade, K.E. et Milich, R. (1992). Teacher ratings of DSM-III-R symptoms for the disruptive behavior disorders. *Journal of the American Academy of Child and Adolescent Psychiatry, 31*, 210-228.

Plusquellec, P., Dewailly, É., Muckle, G., Ayotte, P., Bégin, G., Desrosiers, C., et coll. (2010). The relation of environmental contaminants exposure to behavioral indicators in Inuit preschoolers in Arctic Quebec. *Neurotoxicology, 31*(1), 17-25.

Ravoori, S., Ayotte, P., Srinivasan, C., Pereg, D., Robertson, L.W., Russell, G.K., et coll. (2008). DNA damage associated with PCBs in the whole blood cells of Inuit. *Environmental Toxicology and Pharmacology, 25*(2), 273-276.

Ravoori, S., Srinivasan, C., Pereg, D., Robertson, L.W., Ayotte, P. et Gupta, R.C. (2010). Protective effects of selenium against DNA adduct formation in Inuit environmentally exposed to PCBs. *Environment International, 36*(8), 980-986.

Rayman, M.P.(2012). Selenium and human health. *Lancet, 379*(9822):1256-1268.

Rayman, M.P. et Stranges, S. (2013). Epidemiology of selenium and type 2 diabetes: can we make sense of it? *Free Radical Biology and Medicine, 65*, 1557-1564.

Rochette, L. et Blanchet, C. *Methodological report. Inuit Health Survey 2004 Quanuippitaa? How are we?*. Quebec: Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) & Nunavik Regional Board of Health and Social Services (NRBHSS); 2007.

Saint-Amour, D., Roy, M.S., Bastien, C., Ayotte, P., Dewailly, É., Despres, C., et coll. (2006). Alterations of visual evoked potentials in preschool Inuit children exposed to methylmercury and polychlorinated biphenyls from a marine diet. *Neurotoxicology, 27*(4), 567-578.

Sakamoto, M., Yasutake, A., Kakita, A., Ryufuku, M., Chan, H.M., Yamamoto, M. et coll. (2013). Selenomethionine protects against neuronal degeneration by methylmercury in the developing rat cerebrum. *Environmental Science and Technology*, *47*(6), 2862-2868.

Saudny, H., Leggee, D. et Egeland, G. (2012). Design and methods of the Adult Inuit Health Survey 2007-2008. *International Journal of Circumpolar Health*, *71*.

Schell, L.M., Gallo, M.V., Ravenscroft, J. et DeCaprio, A.P. (2009). Persistent organic pollutants and anti-thyroid peroxidase levels in Akwesasne Mohawk young adults. *Environment Research*, *109*(1), 86-92.

Sorensen, N., Murata, K., Budtz-Jorgensen, E., Weihe, P. et Grandjean, P. (1999). Prenatal methylmercury exposure as a cardiovascular risk factor at seven years of age. *Epidemiology*, *10*, 370-375.

Steinbrenner, H., Speckmann, B., Pinto, A. et Sies, H. (2011). High selenium intake and increased diabetes risk: Experimental evidence for interplay between selenium and carbohydrate metabolism. *Journal of Clinical Biochemistry and Nutrition*, *48*(1), 40-45.

Stewart, P.W., Lonky, E., Reihman, J., Pagano, J., Gump, B.B. et Darvill, T. (2008). The relationship between prenatal PCB exposure and intelligence (IQ) in 9-year-old children. *Environmental Health Perspectives*, *116*(10), 1416-1422.

Stranges, S., Navas-Acien, A., Rayman, M.P. et Guallar, E. (2010). Selenium status and cardiometabolic health: State of the evidence. *Nutrition, Metabolism & Cardiovascular Diseases*, *20*(10), 754-760.

Thurston, S.W., Bovet, P., Myers, G., Davidson, P.W., Georger, L.A., Shamlaye, C. et coll. (2007). Does prenatal methylmercury exposure from fish consumption affect blood pressure in childhood? *Neurotoxicology*, *28*, 924-930.

Valera, B., Dewailly, É. et Poirier, P. (2009). Environmental mercury exposure and blood pressure among Nunavik Inuit adults. *Hypertension*, *54*(5), 981-986.

Valera, B., Muckle, G., Poirier, P., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L. et Dewailly, É. (2012). Cardiac autonomic activity and blood pressure among Inuit children exposed to mercury. *Neurotoxicology*, *33*(5), 1067-1074.

Valera, B., Jørgensen, M.E., Jeppesen, C. et Bjerregaard, P. (2013a). Exposure to persistent organic pollutants and risk of hypertension among Inuit from Greenland. *Environment Research*, *122*, 65-73.

Valera, B., Dewailly, É. et Poirier, P. (2013b). Association between methylmercury and cardiovascular risk factors in a native population of Québec (Canada): a retrospective evaluation. *Environment Research*, *120*, 102-108.

Valera, B., Ayotte, P., Poirier, P. et Dewailly, É. (2013c). Associations between plasma persistent organic pollutant levels and blood pressure in Inuit adults from Nunavik. *Environment International*, *59*:282-289.

Van Oostdam, J., Gilman, A., Dewailly, É., Usher, P., Wheatley, B., Kuhnlein, H. et coll. (1999). Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Science of the Total Environment*, *230*, 1–82.

Van Oostdam, J., Donaldson, S., Feeley, M. et Tremblay, N. (2003). *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II: Human Health*. Ottawa: Department of Indian Affairs and Northern Development.

Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Arnold, D., Ayotte, P., Bondy, G., et coll. (2005). Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Science of the Total Environment*, *351-352*, 165-246.

Van Oostdam, J., Donaldson, S., Feeley, M. et Tikhonov, C. (2009). *Rapport de l'évaluation des contaminants et de la santé dans l'Arctique canadien* – Santé humaine 2009, Ottawa, ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada.

Ventura, D.F., Costa, M.T., Costa, M.F., Berezovsky, A., Salomao, S.R., Simoes, A.L., et coll. (2004). Multifocal and full-field electroretinogram changes associated with color-vision loss in mercury vapor exposure. *Visual Neuroscience*, *21*, 421-429.

Verner, M.A., Plusquellec, P., Desjardins, J.L., Cartier, C., Haddad, S., Ayotte, P. et coll. (2015). Prenatal and early-life polychlorinated biphenyl (PCB) levels and behavior in Inuit preschoolers. *Environment International*, *78*, 90-94.

Vinceti, M., Mandrioli, J., Borella, P., Michalke, B., Tsatsakis, A. et Finkelstein, Y. (2014). Selenium neurotoxicity in humans: Bridging laboratory and epidemiologic studies. *Toxicology Letters*, *230*(2), 295303

Wagemann, R., Innes, S. et Richard, P.R. (1996). Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment*, *186*(1-2), 41-66.

Weihe, P., Hansen, J.C., Murata, K., Debes, F. et Jorgensen, P.J. (2002). Neurobehavioral performance of Inuit children with increased prenatal exposure to methylmercury. *International Journal of Circumpolar Health, 61*, 41-49.

World Health Organization. *Principles for evaluating health risks in children associated with exposure to chemicals.* Geneva: Environmental Health Criteria #237; 2006. En ligne à http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc237.pdf?ua=1. (En anglais seulement)

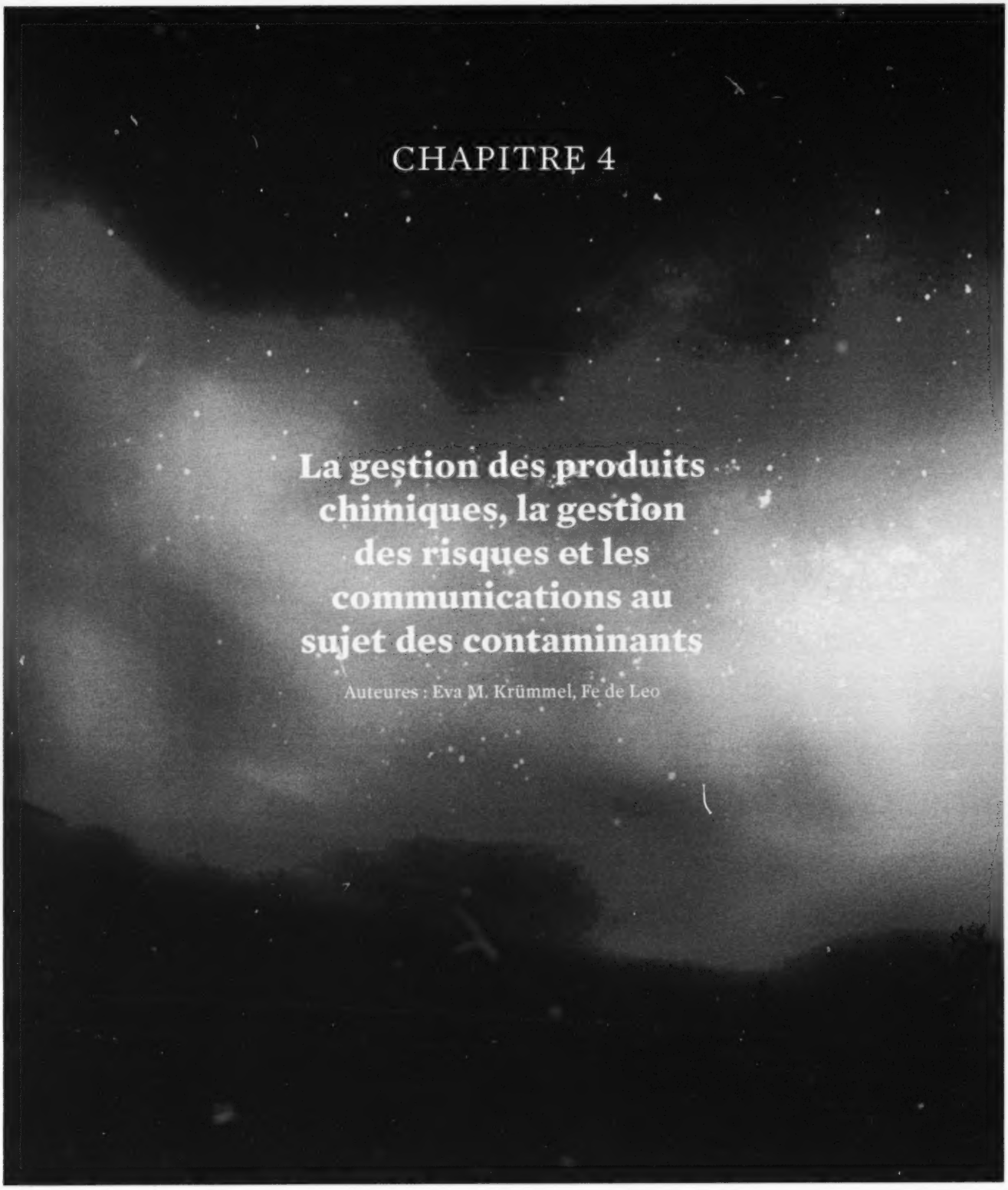
Xia, Y., Hill, K.E., Li, P., Xu, J., Zhou, D., Motley, A.K., et coll. (2010). Optimization of selenoprotein P and other plasma selenium biomarkers for the assessment of the selenium nutritional requirement: A placebo-controlled, double-blind study of selenomethionine supplementation in selenium-deficient Chinese subjects. *American Journal of Clinical Nutrition, 92*(3), 525-531.

Yamashita, Y. et Yamashita, M. (2010). Identification of a novel selenium-containing compound, selenoneine, as the predominant chemical form of organic selenium in the blood of Bluefin tuna. *Journal of Biological Chemistry, 11*;285(24), 18134-18138.

Yamashita, M., Yamashita, Y., Ando, T., Wakamiya, J. et Akiba, S. (2013). Identification and determination of selenoneine, 2-selenyl-N α, N α, N α -trimethyl-l-histidine, as the major organic selenium in blood cells in a fish-eating population on remote Japanese islands. *Biological Trace Element Research, 156*(1-3), 36-44.

Yang, G.Q., Wang, S.Z., Zhou, R.H. et Sun, S.Z. (1983). Endemic selenium intoxication of humans in China. *American Journal of Clinical Nutrition, 37*(5), 872-881.

Yorifuji, T., Debes, F., Weihe, P. et Grandjean, P. (2011). Prenatal exposure to lead and cognitive deficit in 7- and 14-year-old children in the presence of concomitant exposure to similar molar concentration of methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology, 33*(2), 205-211.



CHAPITRE 4

La gestion des produits chimiques, la gestion des risques et les communications au sujet des contaminants

Auteures : Eva M. Krümmel, Fe de Leo

Chapitre 4 : La gestion des produits chimiques, la gestion des risques et les communications au sujet des contaminants

Auteures : Eva M. Krümmel, Fe de Leon

Collaborateurs : Stephanie Meakin, Treena Delormier, David Menacho, Kami Kandola, Linna O'Hara, Gina Muckle, Pat Roach, Rodd Laing, Lilianne Kydd, Michèle LeBlanc-Havard, Romani Makkik, Andrew Dunford

Ce chapitre présente l'interdépendance entre la gestion des produits chimiques et les communications au sujet des questions de contamination. Il décrit les modes de gestion des contaminants aux niveaux national, régional et international. Il met aussi en contexte les communications précédentes portant sur les contaminants dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN). Il présente les points de vue des Autochtones au sujet de la pertinence des récentes activités de communication aux niveaux national et international ayant trait à la question de la présence de contaminants dans les aliments traditionnels.

4.1 Aperçu des processus d'évaluation et de gestion des produits chimiques au Canada

Les produits chimiques font partie du quotidien de la population canadienne. Ils sont utilisés dans les procédés industriels et dans les applications agricoles. Ils sont aussi présents dans un grand nombre de produits commerciaux et de produits de soins personnels. Toutefois, certains peuvent poser des risques à l'environnement et à la santé de la population au Canada. Les rejets de produits chimiques dans les régions du Sud ont entraîné une élévation des niveaux de contamination dans l'environnement de l'Arctique, lesquels sont associés à un éventail de résultats liés à la santé humaine (voir le chapitre 3).

Plus de 23 000 produits (substances) chimiques sont commercialisés (fabriqués, importés, ou utilisés) au Canada (Affaires mondiales Canada, 2009), et le gouvernement du Canada en évalue environ 500 chaque année dans le cadre du processus de déclaration des substances nouvelles. Le chapitre 2 explique que les concentrations de nombreux métaux et polluants organiques persistants (POP) sont en diminution dans le Nord, notamment en raison de la mise en œuvre de mesures efficaces aux niveaux national et international. Ces mesures sont décrites dans le présent chapitre (voir la section 4.6 et aussi le chapitre 1). À l'avenir, les études multipartites portant sur des contaminants nouveaux et émergents permettront au PLCN de déterminer si la prochaine génération de produits chimiques risque de devenir une source de préoccupation pour la santé dans le nord du Canada.

Le gouvernement fédéral a mis de nombreuses mesures en place pour protéger les Canadiens et l'environnement contre les risques de produits chimiques potentiellement nocifs. Grâce à des lois clés, il peut gérer les produits chimiques afin de protéger la santé humaine et l'environnement. Parmi ces lois, il y a la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE; gouvernement du Canada, 2015a), la *Loi sur les produits antiparasitaires*, la *Loi canadienne sur la sécurité des produits de consommation* et la *Loi sur les aliments et drogues*. La LCPE constitue

la pierre angulaire de la législation fédérale sur l'environnement quant à l'évaluation et la gestion des produits chimiques au Canada. Les principes clés et les objectifs comme le développement durable, la prévention de la pollution, l'élimination virtuelle des produits chimiques persistants, bioaccumulatifs et toxiques, ainsi que le principe de précaution (Nations Unies, 1999) forment la base de la LCPE et offrent une orientation pour évaluer et gérer les produits chimiques au Canada (Environnement et Changement climatique Canada, 2010). Le principe de précaution et le fardeau de la preuve sont deux approches appliquées durant l'évaluation des risques inhérents aux produits chimiques en vertu de la LCPE. Les produits chimiques qui sont évalués en vertu de la LCPE et qui réunissent les critères de toxicité énoncés à l'article 64 de la Loi sont soumis à des mesures de gestion des risques (gouvernement du Canada, 2011).

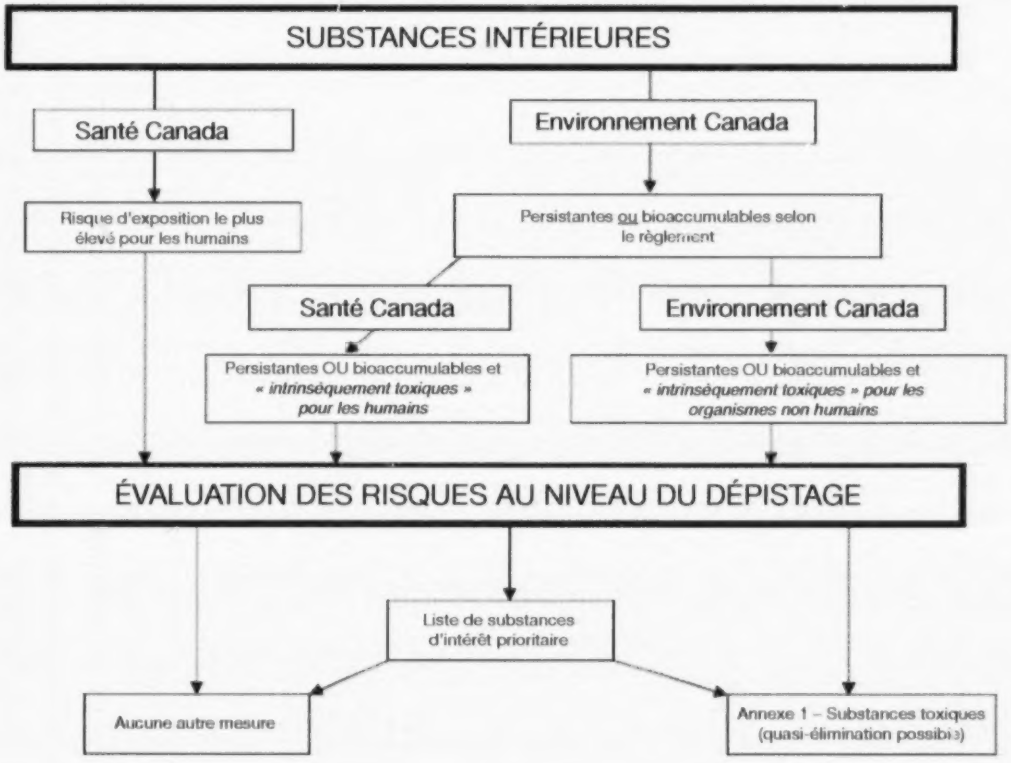
Le 4 mai 1994, Environnement Canada a publié la Liste intérieure des substances (LIS) dans la Partie II de la *Gazette du Canada*. À sa création, la LIS était un inventaire d'environ 23 000 substances fabriquées, importées ou utilisées au Canada à une échelle commerciale (gouvernement du Canada, 2011). Elle est basée sur les substances présentes au Canada, dans certaines conditions, entre le 1er janvier 1984 et le 31 décembre 1986; toutefois, bon nombre de ces produits ont été retirés du marché depuis des décennies. Les produits chimiques qui ne figurent pas dans la LIS sont considérés comme de « nouveaux » produits chimiques (aux fins de la LCPE) et sont soumis au processus de déclaration préalable à l'importation ou à la fabrication aux termes du *Règlement sur les renseignements concernant les nouvelles substances*. En plus de l'évaluation et de la gestion des produits chimiques, la LCPE traite d'autres questions environnementales comme les produits de la biotechnologie, l'élimination des déchets dangereux et non dangereux, la planification des urgences environnementales et la protection de l'environnement ayant trait aux opérations gouvernementales sur le territoire domanial et les terres autochtones. La LCPE énonce les possibilités de participation publique. Elle a aussi établi le registre environnemental de la LCPE, une source d'information à jour liée à la LCPE.

En vertu de la LCPE, le gouvernement du Canada évalue les produits chimiques à l'aide d'une approche axée sur les risques. Pour assurer un examen systématique de toutes les substances figurant dans la LIS, la LCPE a prévu une obligation légale pour Environnement et Changement climatique Canada (auparavant Environnement Canada) et Santé Canada de mener systématiquement un examen de tous les produits chimiques connus qui sont commercialisés au Canada (article 73 de la LCPE). Le processus de catégorisation présenté à la figure 1 a été établi en 2006 (gouvernement du Canada, 2011).

Les critères de catégorisation des produits chimiques figurant dans la LIS en vertu de la LCPE étaient les suivants : les produits chimiques persistants (P) ou bioaccumulatifs (B) et, dans l'un ou l'autre cas, la possibilité que le produit chimique présente aussi une toxicité (T) intrinsèque pour les organismes humains ou non humains. Le degré d'exposition humaine possible est aussi évalué. Le processus de catégorisation a permis de cibler environ 4 300 produits chimiques jugés prioritaires pour une autre évaluation (gouvernement du Canada, 2011).

Les produits chimiques qui réunissent les critères de toxicité aux termes de l'article 64 de la LCPE peuvent être ajoutés à la liste des substances toxiques, aussi appelée l'annexe 1 de la LCPE. Après qu'il a été recommandé d'inscrire le produit chimique sur la liste de l'annexe 1, un instrument de gestion des risques est élaboré. La LCPE précise les délais afin d'élaborer un instrument proposé pour la gestion des risques des substances toxiques, ce qui comprend des périodes de consultation publique (articles 91 et 92 de la LCPE).

Figure 1 Catégorisation et processus d'évaluation préalables des risques pour les produits chimiques inscrits sur la Liste intérieure des substances de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) (Environnement Canada, 2004).



4.2 Plan de gestion des produits chimiques

Le gouvernement du Canada a créé le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) en 2006. Le PGPC représente une approche avant-gardiste de gestion des produits chimiques, laquelle vise à protéger la santé humaine et l'environnement en évaluant les substances préoccupantes et en prenant des mesures pour gérer les substances qui se révèlent nocives. Les activités du PGPC sont menées sous l'égide de la LCPE. Le PGPC cadre avec l'Approche stratégique de la gestion internationale des produits chimiques, un cadre international volontaire ayant pour objectif global de réaliser la gestion rigoureuse des produits chimiques afin de s'assurer que, d'ici 2020, les produits chimiques sont produits et utilisés de façon à réduire au minimum les effets néfastes importants sur la santé humaine et l'environnement (gouvernement du Canada, 2011). Le PGPC, qui est en maintenant à sa troisième phase de mise en œuvre, a fixé pour objectif de voir aux 4 300 produits chimiques établis par le processus de catégorisation de la LIS d'ici 2020. En plus de l'évaluation des risques et de la gestion des risques, le PGPC comprend d'autres éléments, soit la collecte et la présentation d'information (p. ex. des mises à jour à l'inventaire de la LIS), la surveillance environnementale et la biosurveillance humaine, la surveillance, la recherche, la sensibilisation du public, la conformité et l'application de la loi. Ces éléments

ont été entrepris afin d'orienter les évaluations des risques ainsi que l'élaboration de stratégies de gestion et de communication des risques.

Statistique Canada mène, tous les deux ans, par le biais de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS; Haines et Murray, 2012), un exercice de biosurveillance humaine visant la population générale du Canada. Cet outil est utilisé pour faciliter l'évaluation et la gestion des risques. Ce travail est entrepris en partenariat avec Santé Canada et l'Agence de la santé publique du Canada (voir aussi le chapitre 2). La biosurveillance humaine dans le sud du Canada diffère de la biosurveillance effectuée par l'intermédiaire du PGPC en ce qui concerne les produits chimiques visés, les participants à l'étude et les plans ou les produits de communication. L'ECMS a mesuré une vaste gamme de produits chimiques (dont des POP et des métaux) présents chez les Canadiennes et les Canadiens âgés de 3 à 79 ans vivant dans les dix provinces, ce qui représente environ 96 % de la population canadienne dans son ensemble.

Cette étude ne comprend pas les personnes vivant dans les trois territoires, dans les réserves et d'autres établissements autochtones provinciaux, les membres à plein temps des Forces canadiennes, les personnes vivant dans des établissements institutionnels ou les résidents de certaines régions éloignées. Pour combler certaines de ces lacunes, Santé Canada accorde des fonds au PGPC pour améliorer la biosurveillance dans le Nord. Le Ministère a aussi mis en œuvre l'Initiative de biosurveillance des Premières Nations pour les membres des Premières Nations vivant dans les réserves dans le sud du Canada (IBPN; Assemblée des Premières Nations, 2013). Parmi les autres initiatives de biosurveillance canadiennes, citons l'Étude nationale mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (étude MIREC), laquelle mesure les concentrations de produits chimiques chez les femmes enceintes et les bébés dans dix villes canadiennes (Arbuckle et coll., 2013).

Au cours de la première phase du PGPC, l'accent a été mis sur environ 200 produits chimiques hautement prioritaires qui ont été recensés lors de la catégorisation (le Défi), et environ 160 produits chimiques pétrolifères hautement prioritaires (l'approche pour le secteur pétrolier). La première phase a aussi compris un processus d'examen préliminaire rapide de 1 000 autres produits chimiques qui réunissaient les critères venant du processus de catégorisation de la LIS, mais ne nécessitaient pas une autre évaluation en raison de leur faible volume (gouvernement du Canada, 2011).

Au cours de la deuxième phase (de 2012 à 2016) du PGPC, l'accent a été mis sur les évaluations des produits chimiques à l'intérieur de neuf groupes de produits chimiques dont la structure ou la fonction est semblable. L'Initiative des groupes de substances permet de réaliser des gains d'efficience en matière d'évaluation et de gestion, d'éclairer les décisions au sujet des substitutions possibles et tient compte des mesures internationales prises à l'égard des produits chimiques clés. Dans chaque groupe, le nombre de produits chimiques et l'approche à adopter pour mener des évaluations des risques diffèrent. Les groupes de produits chimiques qui pourraient être pertinents pour les régions du Nord comprennent les substances contenant du sélénium (29 substances) et certaines substances ignifuges organiques (10 substances) (gouvernement du Canada, 2011).

Le PGPC comprend également des engagements clés, notamment en ce qui concerne la réalisation de nouvelles évaluations et la tenue d'examens spéciaux de pesticides en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (LPA; gouvernement du Canada, 2006). Les pesticides sont soumis à une évaluation rigoureuse des risques avant et après leur mise sur le marché, par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada avant que leur importation, fabrication, vente ou utilisation au Canada ne soit autorisée. Les pesticides sont

réévalués selon un cycle de 15 ans en fonction de la science actuelle pour vérifier le maintien de l'acceptabilité des risques sanitaires ou environnementaux, ainsi que leur valeur. Un examen spécial est mené lorsqu'il y a des raison croire que la valeur du produit ou les risques sanitaires ou environnementaux que présente le pesticide sont inacceptables, ou encore lorsqu'un pays membre de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) interdit, pour des raisons sanitaires ou environnementales, toutes les utilisations d'un pesticide. Dans le cas des produits chimiques ayant plusieurs utilisations, des évaluations peuvent être menées en vertu de la LCPE (industrie et fabrication) de même qu'en vertu de la LPA (contrôle des parasites) pour évaluer les risques associés aux applications de pesticides. Des produits chimiques (p. ex. endosulfan, lindane) ont été réévalués en vertu de la LPA (Santé Canada, 2009, 2011) et ont aussi été soumis à des mesures mondiales (p. ex. inscrits aux termes de la Convention de Stockholm).

Plusieurs comités ont été établis dans le cadre du PGPC pour faciliter les activités relevant du Plan. Au cours du premier volet, le Groupe consultatif du Défi s'est concentré sur le poids de la preuve et le principe de précaution dans son examen des résultats des évaluations de risques. Au cours du deuxième volet, le Comité scientifique a contribué son expertise ayant trait aux facteurs scientifiques à prendre en considération pour les évaluations de risques. Le gouvernement a aussi établi le Conseil consultatif des intervenants pour chaque volet du PGPC, obtenant la participation de plusieurs intervenants, dont l'industrie, les organisations et les professionnels de la santé, les organismes autochtones nationaux, ainsi que les organisations non gouvernementales de l'environnement. Parmi les membres du Conseil consultatif, on retrouve l'Inuit Tapiriit Kanatami (ITK), l'Assemblée des Premières Nations (APN et le Ralliement national des Métis.

Depuis 2006, le PGPC a permis « l'évaluation de 2700 substances. De ce nombre, 97 substances ou groupes de substances ont été trouvés toxiques. Pour ces substances toxiques, on a produit 63 instruments définitifs de gestion du risque visant 64 substances ou groupes de substances. D'autres instruments de gestion du risque sont en cours de développement. Depuis 2006, on a traité 4500 avis de substances nouvelles avant leur introduction dans le marché canadien». (Environnement et Changement climatique Canada, 2015)

Le troisième volet du PGPC a été lancé le 30 mai 2016 et prendra fin d'ici 2020. Au cours de ce volet, des efforts seront déployés afin d'évaluer environ 1 500 produits chimiques qui restent du processus de catégorisation de la LIS.

Le *Règlement sur certaines substances toxiques interdites* (2012) (le Règlement d'interdiction) pris aux termes de la LCPE, prévient les risques possibles d'effets nocifs sur l'environnement canadien et, le cas échéant, sur la santé humaine. Le Règlement d'interdiction est un instrument de gestion des risques visant plusieurs substances. Il est utilisé pour interdire la fabrication, l'utilisation, la vente, la mise en vente et l'importation de produits chimiques toxiques figurant dans le Règlement, ainsi que des produits qui les contiennent, tout en prévoyant certaines dérogations (gouvernement du Canada, 2012). Le Règlement est pertinent pour l'Arctique car il interdit certains produits chimiques qui sont sujets à un transport sur de longues distances dans l'environnement, dont le mirex et l'hexachlorobenzène.

Le Règlement d'interdiction est l'outil principal dont dispose Environnement et Changement climatique Canada pour mettre en œuvre les obligations du Canada aux termes de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP). Il impose des restrictions relatives aux activités ayant lieu au Canada. De récentes propositions visant à inclure cinq autres substances toxiques dont l'utilisation serait interdite ou restreinte au Canada sont envisagées pour les produits qui suivent : l'hexabromocyclododécane (HBCD), l'acide perfluorooctanoïque, ses sels, et leurs précurseurs (appelés collectivement APFO), les acides perfluorocarboxyliques à longue chaîne, leurs sels et leurs précurseurs (collectivement appelés APFC à longue chaîne), les polybromodiphényléthers (PBDE), et le sulfonate de perfluoroctane (SPFO), ses sels et leurs précurseurs (gouvernement du Canada, 2015b), dont certains ont été mesurés dans le Nord dans le cadre du PGPC. Une fois finalisé, le Règlement d'interdiction modifié remplacera le *Règlement sur polybromodiphényléthers* en vigueur ainsi que le *Règlement sur le sulfonate de perfluorooctane et ses sels et certains autres composés*. L'HBCD, le SPFO et certains PBDE ont aussi été inscrits aux termes de la Convention de Stockholm en vue de leur élimination (HBCD, PBDE) ou de leur restriction (SPFO).

4.3 Communications au sujet des contaminants au niveau national

Dans le cadre du PGPC, le gouvernement du Canada a rédigé diverses publications sur les produits chimiques, dont des feuillets de renseignements qui décrivent les risques associés aux produits chimiques sur le marché canadien et un aperçu des approches prises par le gouvernement et la population canadienne pour réduire les risques d'exposition. Parmi les autres publications, il y a des rapports techniques qui décrivent les résultats des trois premiers cycles de biosurveillance dans le cadre de l'ECMS (Santé Canada, 2010, 2013, 2015).

Les résultats de la biosurveillance de l'ECMS sont diffusés par la voie de rapports nationaux (Santé Canada, 2010, 2013, 2015) souvent accompagnés de fiches supplémentaires d'information sur la santé décrivant les risques associés aux produits chimiques particuliers visés par le programme de surveillance de l'ECMS. Les rapports d'étape et le rapport annuel sur la LCPE sont d'autres documents de communication ayant trait au PGPC. Dans le cadre d'enquêtes précises comme l'IBPN et l'étude MIREC, des produits de communication sont conçus pour chaque étude (Assemblée des Premières Nations, 2013; Arbuckle et coll., 2013).

Parmi les activités du PGPC et du PLCN qui se chevauchent, mentionnons les activités de

communication au sujet des risques et des contaminants, avec l'orientation de la recherche. Un exemple peut être obtenu du Cadre de gestion des risques pour le sélénium et ses composés aux termes du groupe des substances contenant du sélénium (gouvernement du Canada, 2015c). Selon ce document, même si Santé Canada n'émet pas d'avis concernant les aliments chassés ou cueillis aux fins de consommation personnelle (aliments prélevés dans la nature), le Ministère fournira, à la demande des autorités de santé publique pertinentes, des évaluations et des opinions quant aux risques potentiels. Toujours selon le document, « *La publication d'un avis relatif à la gestion des risques découlant de ces évaluations, comme l'*émission d'*avis sur la consommation, serait la responsabilité des autorités de santé publique pertinentes* ». Le document recommande aussi d'autres recherches sur le sélénium en vue de l'appel de propositions annuel pour le PLCN, « y compris la recherche de preuves indiquant la *sélénose et/ou d'autres effets sur la santé liés au sélénium dans les populations inuites dont la concentration sanguine en sélénium est élevée* ». Ces aspects de la recherche sur l'exposition au sélénium ont été inclus depuis dans l'appel de propositions de 2016-2017 pour le PLCN.

Le Conseil consultatif des intervenants a fourni un mécanisme qui permet aux organisations autochtones nationales de contribuer aux processus d'examen des produits chimiques et de communication dans le cadre du PGPC. Les organisations régionales et les gouvernements territoriaux n'ont pas participé directement au PGPC par l'intermédiaire du Conseil consultatif des intervenants. Toutefois, de récentes activités ont été menées avec le réseau du PLCN constitué de partenaires autochtones du Nord, de chercheurs ainsi que d'autorités sanitaires territoriales et régionales. Par exemple, le personnel associé au PGPC a donné une séance d'information lors de la réunion du Comité de gestion du PLCN à l'automne 2014. Il a aussi tenu une téléconférence avec les intervenants du PLCN durant l'été 2015 sur la version préliminaire du rapport d'évaluation préalable et du Cadre de gestion des risques pour le sélénium et ses composés en vertu du groupe des substances contenant du sélénium aux termes de l'Initiative des groupes de substances du Plan de gestion des produits chimiques.

4.4 Aperçu des communications sur les contaminants dans l'Arctique canadien

À compter des années 1980, des études menées par des scientifiques canadiens (p. ex. Kinloch et Kuhnlein, 1988; Kinloch et coll., 1992; Kuhnlein et coll., 2001) ont observé de fortes concentrations de BPC et d'autres POP dans la faune provenant du nord du Canada, de même que dans certaines collectivités nordiques. Un projet a été réalisé entre 1985 et 1987 dans la collectivité inuite de Qikiqtarjuaq (île Broughton) au Nunavut (Kinloch et Kuhnlein, 1988), laquelle était reconnue pour consommer de grandes quantités d'aliments traditionnels. La communication des résultats de l'étude dans l'île Broughton, soit que les échantillons de lait maternel ont révélé des fortes concentrations de BPC, a suscité la panique et la confusion au sein des collectivités nordiques à l'époque (Usher et coll., 1995). Il a été rapporté que de nombreuses personnes ont cessé complètement de consommer des aliments traditionnels, ce qui a entraîné immédiatement des problèmes de santé et diminué les bienfaits nutritionnels d'un régime composé d'aliments traditionnels. D'autres recherches sur les contaminants ont fait ressortir que le sang et le lait maternel des Inuites dans la région de la baie d'Hudson ont aussi montré une augmentation des concentrations de POP (Dewailly et coll., 1989). Les concentrations sanguines de BPC chez de nombreuses personnes vivant dans l'Arctique, dont les deux tiers avaient moins de 15 ans, dépassaient 5 µg/L, ce qui était jugé supérieur aux concentrations sanguines alors tolérables (Kinloch et coll. 1992).

L'appréhension découlant de la communication des résultats de l'étude dans l'île Broughton a mis en évidence la nécessité de travailler aux communications simultanées sur les contaminants et les risques, de même que la nécessité d'inclure des représentants des Autochtones lorsqu'il faut donner suite aux préoccupations liées à la santé. En réponse à l'étude, il y a eu élaboration d'un plan quinquennal pour le PLCN par un comité technique composé d'experts des gouvernements fédéral et territoriaux et de cinq parties autochtones, soit le Conseil des Indiens du Yukon (maintenant le Conseil des Premières Nations du Yukon), la Nation dénée, la Métis Nation-Northwest Territories, l'Inuit Tapirisat du Canada (maintenant l'Inuit Tapiriit Kanatami, ITK) et la Conférence circumpolaire inuite (maintenant le Conseil circumpolaire inuit, CCI).

Le PLCN est un modèle de programme de pratiques exemplaires qui appuie le renforcement des capacités et assure la participation de la population autochtone du Nord à la gestion, à la recherche et à la diffusion de l'information ayant trait au Programme. Depuis les premières années de mise en œuvre du PLCN, les partenaires autochtones ainsi que les autorités de la santé territoriales et régionales ont préparé des communications sur les bienfaits et les risques. Les messages sur la santé ont porté sur la quantité et les types d'aliments traditionnels consommés, ainsi que sur les bienfaits de la consommation d'aliments traditionnels. Toutefois, la communication des résultats de recherche et d'avis aux collectivités du Nord continue d'être fastidieuse en raison de la complexité associée à la conciliation des bienfaits sur le plan social, culturel, économique, spirituel et nutritionnel de la consommation d'aliments traditionnels et des risques potentiels pour la santé associés aux concentrations de contaminants dans certains de ces aliments. Les processus observés dans le cadre du PLCN, et en particulier dans les diverses régions du Nord, sont décrits plus en détail dans les sections qui suivent.

4.5 Gestion des produits chimiques et communications sur les contaminants au niveau régional

La gestion des produits chimiques et les communications sur les contaminants suivent des processus semblables dans chacune des régions du nord du Canada et sont guidées par la structure de gestion du PLCN. Chaque région possède un comité régional des contaminants (CRC) dont la composition varie d'une région à l'autre. Les CRC offrent un lien et facilitent la communication entre le PLCN, les chercheurs, les autorités de la santé territoriales et régionales, ainsi que dans les collectivités nordiques. De plus, les régions inuites (Nunatsiavut, Nunavik, Nunavut et la région désignée des Inuvialuit) ont des conseillers en recherche inuite (CRI) qui font partie des CRC. Les CRC examinent les propositions de recherche du PLCN, formulent des recommandations et s'assurent de traiter des intérêts ou des préoccupations de nature régionale de manière appropriée. Ils font aussi partie intégrante de l'élaboration de plans de communication pour diffuser les résultats des recherches ou les avis sanitaires aux collectivités.

4.5.1 Nunatsiavut

Au Nunatsiavut, le CRC est le Comité consultatif de la recherche du Nunatsiavut (CCRN). Le CCRN comprend des membres du gouvernement du Nunatsiavut (les ministères des Terres et des Ressources naturelles, de la Santé et du Développement social, et de la Culture, des Loisirs et du Tourisme), le CRI du Nunatsiavut, et les représentants de l'ITK et du secrétariat du PLCN. Le CCRN exige que les résultats des projets de recherche lui soient transmis avant d'être communiqués à l'extérieur du Nunatsiavut. Si les niveaux de contamination sont élevés et qu'il y a possibilité de risque sanitaire, les résultats préoccupants sont évalués par le ministère de la Santé et du Développement social qui, de concert avec les autres ministères du

Nunatsiavut, recommandera d'autres mesures, dont un plan de communication.

4.5.1.1 Exemple de communication sur les contaminants au Nunatsiavut : Enquête sur la santé des Inuits au Nunatsiavut.

Afin d'obtenir un aperçu de l'état de santé et des conditions de vie des Inuits au Nunatsiavut, l'Enquête sur la santé des Inuits au Nunatsiavut (voir aussi les chapitres 2 et 3) a été entreprise en 2008. Cette enquête participative sur la santé portait sur des Nunatsiavummiuts adultes de 18 ans et plus dans cinq collectivités (Nain, Hopedale, Postville, Makkovik et Rigolet). Les activités du projet ont comporté l'administration d'une enquête aux ménages (pour évaluer le surpeuplement, les incapacités et la sécurité alimentaire), une enquête sur la santé (pour évaluer les risques de maladie chronique, la nutrition, l'activité physique et la santé mentale) et une enquête sur les contaminants (pour évaluer l'exposition environnementale des Inuits aux contaminants). Des échantillons de sang de 264 participants ont été analysés afin d'évaluer les concentrations en POP et en métaux. Le travail a été guidé par un comité directeur du Nunatsiavut, formé de représentants du gouvernement du Nunatsiavut (ministères de la Santé et du Développement social et des Terres et des Ressources naturelles), de la Labrador-Grenfell Regional Health Authority, de l'Université de Toronto et de l'Université McGill.

En règle générale, les niveaux de contamination ont été jugés relativement faibles au Nunatsiavut. Voici des messages clés provenant du volet de l'Enquête sur la santé des Inuit au Nunatsiavut (Egeland, 2010a) :

« *Des aliments prélevés dans la nature, comme l'omble chevalier, la viande de caribou, la viande de phoque annelé, le foie du marsouin commun et le petit lard du marsouin commun, sont d'excellentes sources de sélénium, d'acides gras polyinsaturés et d'acides gras oméga-3. Chacun de ces nutriments a une importance capitale pour notre santé [traduction.].* »

« *Les aliments prélevés dans la nature contiennent aussi des contaminants comme des métaux lourds et des polluants organiques persistants (POP). Les niveaux d'exposition actuels chez les Inuits au Nunatsiavut sont généralement inférieurs aux concentrations préoccupantes indiquées dans les lignes directrices [traduction.].* »

Pour communiquer les résultats, un rapport régional a été rédigé comportant un résumé en langage simple (Egeland, 2010a). Des versions entièrement traduites du rapport sont disponibles, et les résultats individuels ont été communiqués directement aux participants à l'enquête. Si les participants à l'enquête le souhaitaient, ils pouvaient prendre des rendez-vous personnels dans les cliniques et auprès des médecins de la Labrador-Grenfell Health Authority. De plus, des présentations publiques des résultats de l'enquête ont été faites dans chaque collectivité. Des présentations et des séances d'information ont été données directement au gouvernement de chaque collectivité inuite et aux employés de la santé à l'emploi du ministère de la Santé et du Développement social du Nunatsiavut et de la Labrador-Grenfell Health Authority. Des coordonnées ont été communiquées aux résidents de chaque collectivité advenant qu'ils aient d'autres questions.

4.5.2 Nunavik

Au Nunavik, le CRC est le Comité de la nutrition et de la santé du Nunavik (CNSN). Le Comité est composé de représentants de la Régie régionale de la santé et des services régionaux du Nunavik (RRSSRN), du Centre de recherche de Makivik, de l'Administration régionale Kativik, des deux centres de santé au Nunavik (Inuulitsivik et Tulattavik), de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), du CRI du Nunavik, des représentants de l'ITK et de l'Université Trent et d'un observateur du PLCN.

Au Nunavik, un lien solide existe entre les instituts de recherche qui mènent des travaux de recherche sur la santé dans la région et l'administration régionale. Ce lien se prête à un bon échange de l'information entre les chercheurs et le Comité de la nutrition et de la santé du Nunavuk, ce qui a mené à la diffusion de plusieurs avis sanitaires dans la région, comme il est décrit ci-dessous.

4.5.2.1 Exemples de communications sur les contaminants au Nunavik

Au Nunavik, des niveaux élevés de contamination ont été observés chez les adultes, les nouveau-nés, les enfants et les femmes enceintes inuits, sujet qui est analysé et présenté au chapitre 2. En ce qui concerne les communications sur les risques, les expériences se rattachaient à des études particulières menées au Nunavik qui ont été décrites par Couture et coll. (2012) pour le plomb, et par Dallaire et coll. (2013, 2014) pour les BPC et le mercure.

En 1992, une enquête transversale sur la santé au Nunavik a révélé que les plombémies moyennes chez les adultes inuits étaient cinq fois plus élevées que celles observées dans la population générale des États-Unis à l'époque (Pirkle et coll., 1998; Dewailly et coll., 2001). Selon une étude menée auprès des nouveau-nés inuits de 1992 à 1996, 7 % des plombémies dans le cordon étaient égales ou supérieures au niveau d'intervention de 0,48 umol/L (10 ug/dL) (Levesque et coll., 2003) pour la plombémie, et étaient environ le double des plombémies chez les nouveau-nés venant du sud du Québec (Plante et coll., 1998; Dewailly et coll., 1998; Rhainds et coll., 1999). Les plombémies élevées observées dans ces études étaient probablement attribuées aux expositions aux grenailles de plomb utilisées pendant la chasse au Nunavik durant ces périodes (Pirkle et coll. 1998; Couture et coll., 2012; voir aussi le chapitre 2).

En réponse à ces constatations, en 1999, la Régie régionale de la santé et des services régionaux du Nunavik (RRSSRN), en collaboration avec la Nunavik Hunting, Fishing and Trapping Association, l'Administration régionale de Kativik et la Société Makivik, est intervenue pour mettre fin à l'utilisation des grenailles de plomb et pour les remplacer par des grenailles de métal ou d'autres solutions. La Coalition régionale pour le bannissement des grenailles en plomb au Nunavik a ensuite été formée. Elle a mis en œuvre une campagne de sensibilisation dans le but d'établir un programme visant à limiter l'exposition de la population au plomb après avoir participé à des activités de chasse, ce qui a comporté la participation des représentants municipaux et des commerçants. Des messages ont été distribués aux collectivités à l'aide d'annonces à la radio locale, d'articles dans divers périodiques et d'affiches et de brochures distribuées dans trois langues (en inuktitut, en français et en anglais).

Selon Couture et coll. (2012), les concentrations de plomb dans le sang chez les Inuits du Nunavik ont diminué considérablement de 1992 à 2004, ce qui correspond à la période durant laquelle est survenue l'intervention relative aux grenailles de plomb en 1999. Toutefois, les concentrations de plomb dans le sang sont demeurées plus élevées que chez d'autres populations au Canada et aux États-Unis (voir aussi le chapitre 2). Il n'était pas clair si la diminution des concentrations de plomb dans le sang était attribuable à l'intervention, à la diminution de la consommation de la sauvagine chassée ou encore à une combinaison des deux facteurs. La disponibilité des grenailles de plomb a diminué dans de nombreux magasins au Nunavik depuis la campagne de sensibilisation en 1999, mais des commerces continuent d'offrir ces munitions. Une enquête auprès des chasseurs à Inukjuak en 2004 et en 2005 a révélé que seuls 31 % des répondants étaient au courant du bannissement des grenailles de plomb. Des preuves établissent que l'intervention en 1999 pourrait avoir

produit des résultats positifs en réduisant les concentrations de plomb dans le sang. Toutefois l'efficacité des messages à l'intention des chasseurs qui pourraient avoir opté pour des grenailles d'acier au lieu d'enlever les grenailles de plomb durant la préparation des repas n'a pas été évaluée.

Dans le chapitre 2, l'analyse porte sur l'exposition aux BPC chez les Inuits au Nunavik, qui est principalement attribuable à la consommation de la graisse de mammifères marins (en particulier la graisse du béluga), tandis que la viande du béluga, le foie du phoque annelé et le touladi ont présenté des concentrations très fortes de mercure au Nunavik (Lemire et coll., 2015). L'Étude sur le développement des enfants au Nunavik (EDEN) a révélé que les expositions à ces contaminants se rattachent aux effets sur la santé et le développement qui ont été observés chez les bébés et les enfants à divers âges (voir le chapitre 3).

La communication des résultats liés à la santé de l'EDEN a mené à la diffusion de messages sur la communication des risques au Nunavik qui s'adressent à des groupes précis. Des messages de santé publique ont été élaborés pour les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer. Ils ont porté sur la réduction des expositions au mercure et au plomb, tout en maintenant des apports sains d'acides gras oméga-3. Les expositions aux BPC ont diminué considérablement chez les femmes inuites enceintes du Nunavik entre 1994 et 2013 (voir le chapitre 2), ce qui comprend la période de recrutement des participants à l'EDEN. Aucune recommandation visant à réduire les expositions aux BPC n'était comprise durant les récentes communications sur les risques, en partie parce que les enfants nés récemment devraient être moins exposés aux BPC que les enfants faisant partie de la cohorte originale de l'EDEN (Quinn et coll., 2011).

En 2011, un message de santé publique diffusé au Nunavik (RRSSRN, 2011a) sur les expositions au mercure indiquait ce qui suit :

« [...] *la principale source d'exposition au mercure est la viande de béluga. Par conséquent, jusqu'à ce que les concentrations de mercure dans cet aliment traditionnel aient diminué, les femmes enceintes et les femmes en âge de procréer devraient réduire leur consommation de cette viande* »

La campagne visant à communiquer les résultats de l'EDEN était étendue et comprenait les participants à l'étude (parents et enfants), la population générale du Nunavik, les employés du réseau de régies régionales de la santé et des services sociaux, des sage-femmes, des organisations régionales, des organisations autochtones nationales et internationales (p. ex. l'ITK, l'ICC Canada), les CRC et les représentants de la santé des autres régions du Nord canadien, les représentants du PLCN, le personnel de Santé Canada et le public. La communication des résultats a été planifiée soigneusement afin de s'assurer que l'information soit communiquée à la population du Nunavik avant d'être présentée aux réunions scientifiques et dans les revues scientifiques dotées d'un comité de lecture. La disponibilité de renseignements plus détaillés au sujet des résultats de l'étude, notamment en ce qui concerne les POP, le mercure et le plomb (les sources, les tendances et les incidences sanitaires) et les bienfaits nutritionnels des acides gras oméga-3 a aussi été assurée (RRSSRN, 2011b).

4.5.3 Nunavut

Au Nunavut, le CRC est le Comité des contaminants du Nunavut. Le Comité des contaminants du Nunavut est composé de représentants d'organisations gouvernementales et non gouvernementales. Toutefois, sa composition n'est pas fixe, et le Comité continue d'évoluer pour inclure d'autres représentants de diverses organisations. À l'heure actuelle, le Comité est composé de représentants d'Relations Couronne-Autochtones et Affaires du Nord

Canada (RCAANC), du ministère des Pêches et des Océans (MPO), du ministère de la Santé du Nunavut, du ministère de l'Environnement du Nunavut, de Nunavut Tunngavik Incorporated (NTI), de l'Institut de recherches du Nunavut, du Nunavut Wildlife Management Board, de la Resolute Bay Hunters and Trappers Association, du Qikiqtaaluk Wildlife Board, du CRI au Nunavut, ainsi que de l'ITK et du PLCN.

Le Comité des contaminants du Nunavut s'attend à ce que les chercheurs lui fassent rapport de leurs résultats, plus particulièrement si les concentrations chez l'humain sont égaux aux valeurs fixées par les lignes directrices pour les contaminants ou les dépassent, ou si les niveaux de contamination sont à la hausse. Il communique les résumés annuels de la recherche du PLCN à ses membres. La communication de messages de santé ayant trait aux contaminants environnementaux continue de relever du mandat du ministère de la Santé du Nunavut de concert avec les organisations inuites.

4.5.3.1 Exemple de communication sur les contaminants au Nunavut : l'Étude sur la santé des Inuits au Nunavut

Une étude sur la santé participative vaste et complexe a été élaborée et entreprise dans 25 collectivités au Nunavut en 2007 et 2008 (Egeland, 2010b; voir aussi le chapitre 2). L'objectif de cette étude sur la santé des Inuits était d'obtenir une vue d'ensemble de l'état de santé et des conditions de vie des Inuits âgés de 18 ans et plus vivant au Nunavut. L'Étude sur la santé des Inuits au Nunavut comprenait la mesure des contaminants chez les participants à l'étude. L'interprétation des résultats issus de l'Étude a mené à la formulation des messages clés qui suivent concernant la nourriture et les contaminants (Egeland, 2010b) :

« Les aliments prélevés d*ans la nature fournissent de nombreux nutriments essentiels qui peuvent réduire le risque de maladies chroniques. La plupart des adultes inuits du Nunavut n'ont aucune raison de se préoccuper des effets des contaminants venant de la consommation d'aliments prélevés dans la nature. En règle générale, les bienfaits de la consommation de tels aliments sont supérieurs aux risques venant de l'exposition aux contaminants [traduction].*

« Les femmes *inuites en âge de procréer qui peuvent tomber enceintes, qui prévoient tomber enceintes ou qui sont enceintes devraient éviter de consommer du foie de phoque annelé en raison de sa forte teneur en mercure. Elles devraient plutôt opter pour la viande de phoque annelé, qui constitue un excellent choix de rechange [...] [traduction.]* »

Au cours des années 2013 et 2014, le comité directeur de l'Étude sur la santé des Inuits au Nunavut a entrepris un projet dans le but d'examiner l'efficacité des communications sur les contaminants. Le projet a porté sur plus de 1 000 participants de trois collectivités au Nunavut (Cambridge Bay, Arviat et Iqaluit). Selon les résultats préliminaires (Furgal et coll., 2014), moins de la moitié des personnes sondées se souviennent d'avoir entendu des messages de communication sur les risques, soit d'éviter de consommer des aliments prélevés dans la nature à cause des contaminants, tandis que plus de 80 % des participants ont indiqué avoir entendu parler des bienfaits des aliments en question. Le tiers des participants ont affirmé avoir modifié leurs habitudes de consommation d'une façon ou d'une autre après avoir entendu parler de la présence de contaminants dans les aliments traditionnels. La plupart des sources populaires d'information étaient les amis ou la famille, la radio et la télévision. Les auteurs de l'étude ont découvert que les réponses variaient entre les trois collectivités. Ils ont aussi conclu qu'il fallait mener des évaluations après les activités de communication sur les risques pour s'assurer que les messages étaient communiqués et reçus comme prévu.

4.5.4 Yukon

Au Yukon, le CRC est le Comité des contaminants du Yukon (YCC). Le Comité des contaminants du Yukon est formé de représentants d'RCAANC, du MPO, du gouvernement du Yukon, du Conseil des Premières Nations du Yukon (CYFN), du Collège du Yukon, de la Yukon Conservation Society et du Secrétariat du PLCN. Les chercheurs communiquent les données des projets de recherche au Comité des contaminants du Yukon. Au besoin, le Comité des contaminants, de concert avec le ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon, peut communiquer avec Santé Canada pour obtenir des avis toxicologiques. De même, le ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon et le médecin hygiéniste en chef du Yukon peuvent travailler avec le Comité des contaminants du Yukon afin de formuler des messages de communications appropriés. Le gouvernement du Yukon a préparé plusieurs publications qui fournissent de l'information à la population générale au sujet des activités de surveillance du PLCN et de leurs résultats, dont des résumés de la réglementation sur la chasse et la pêche (figures 2 et 3).

4.5.4.1 Exemples de communication sur les contaminants au Yukon

Le PLCN surveille les échantillons de poisson venant du lac Kusawa depuis 1996 et les échantillons de poisson venant du lac Laberge depuis 1993. En général, les niveaux de mercure dans ces poissons n'ont pas changé avec le temps. Par exemple, un gros touladi d'âge avancé (> 2 kg, longueur à la fourche de 500 mm, 15 ans dans le lac Laberge; > 0,8 kg, longueur à la fourche de 400 mm, 12 ans dans le lac Kusawa) tend à contenir des concentrations de mercure supérieures à la ligne directrice de Santé Canada, soit 0,5 µg/g de mercure dans le poisson du commerce (Santé Canada, 2004). Les concentrations de mercure dans le reste des poissons étaient généralement inférieures à la ligne directrice, même si les concentrations de mercure dans les poissons provenant du lac Laberge ont constamment été supérieures à celles des poissons venant du lac Kusawa.

En réaction aux taux élevés de mercure présents dans certains poissons, le ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon a émis un avis sanitaire faisant état des faibles niveaux de mercure dans la plupart des poissons, et fournit des lignes directrices sur la consommation sécuritaire de poisson à l'intention des enfants et des femmes en âge de procréer. En général, l'avis sanitaire compris dans le Guide de la pêche au Yukon : points saillants du règlement (figure 3) évite d'utiliser des termes qui décourageraient la consommation humaine du poisson. L'avis a été élaboré en partenariat avec les toxicologues de Santé Canada, un scientifique de l'Université d'Ottawa, le médecin hygiéniste en chef et le Comité des contaminants du Yukon.

Cet exemple positif découle d'expériences précédentes de gestion de niveaux élevés de toxaphène mesurés dans les poissons venant du lac Laberge en 1990-1991. Ces constatations visant le toxaphène ont donné lieu à des communiqués et à des avis de consommation qui ont été préparés en l'absence d'une stratégie préalable de communication. De plus, les avis portant sur le toxaphène chez les poissons ont été émis sans que les groupes des Premières Nations n'aient été consultés. Ces derniers l'ont d'ailleurs appris par des reportages dans les médias. Ces rapports ont suscité de l'inquiétude chez de nombreuses collectivités des Premières Nations.

En 2011, le gouvernement du Yukon disposait de données suffisantes pour affirmer que les niveaux de toxaphène correspondaient au cinquième des niveaux mesurés en 1991 et que la consommation de poisson provenant du lac Laberge ne présentait aucun danger. Des discussions ont suivi entre le Comité des contaminants du Yukon, les collectivités des Premières Nations, le gouvernement du Yukon et le médecin hygiéniste en chef afin de déterminer les meilleurs moyens de communiquer les

Figure 2 - Renseignements et conseils de santé sur la consommation de viande du PCLN publiés dans le Résumé des règlements de la chasse du Yukon, 2015-2016 (ministère de l'Environnement du Yukon, 2015).

Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord : vérification des concentrations de contaminants chez les espèces sauvages du Yukon

Le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord mesure actuellement la concentration de contaminants chez les caribous de la harde de la Porcupine. Il mesurait la concentration de contaminants chez les orignaux et les caribous du Yukon depuis le début des années 1990 jusqu'à il y a quelques années. Voici les conclusions générales à ce jour :

- En général, les mammifères, les oiseaux et les plantes du Yukon ne montrent presque aucun signe de contamination.
- Toutefois, les organes de certains animaux présentent d'importantes concentrations en cadmium.
- La concentration en cadmium chez les orignaux et les caribous semble stable.
- La concentration en mercure dans les organes des caribous varie dans le temps, mais, à long terme, celle-ci reste stable chez les caribous de la harde de la Porcupine.
- Les retombées de l'accident nucléaire de Fukushima, au Japon, survenu en 2012, n'ont pas affecté la salubrité de la viande récoltée des caribous de la harde de la Porcupine.

Recommandations en matière de consommation de viande

Les recommandations qui suivent sont établies en fonction des quantités consommées chaque année. Une personne qui ne mangerait aucun des organes visés durant une année donnée pourrait manger le double des quantités recommandées l'année suivante, et ce, sans dépasser les limites acceptables.

- **Viande :** La viande d'orignal et de caribou est très nutritive et aucune limite ne s'applique quant à la quantité de viande qu'une personne peut consommer.
- **Organes :** Santé Canada a émis un avis concernant la consommation d'abats sur la base des concentrations en métaux présentes chez certaines espèces d'animaux sauvages du Yukon. Les limites recommandées varient en fonction de l'espèce animale et de la harde. Pour le caribou, la limite de consommation annuelle par personne est de 7 à 32 reins ou de 4 à 16 foies. Pour l'orignal, la limite de consommation annuelle par personne est d'un seul foie ou d'un seul rein.
- Le tabac à cigarette contient des concentrations beaucoup plus élevées de cadmium que les organes des animaux. Cesser de fumer ou diminuer sa consommation de tabac constitue le meilleur moyen de limiter la présence de cadmium dans son organisme.

Pour en savoir plus sur les contaminants chez les animaux sauvages, communiquez avec le Comité des contaminants du Yukon au 867-667-3283.

Figure 3 - Avis sanitaire concernant la présence de mercure dans le poisson, Guide de la pêche au Yukon : points saillants du règlement, 2016 – 2017 (Environnement Yukon, 2016).

Mercure

Tout comme le poisson que nous achetons à l'épicerie, le poisson pêché au Yukon peut contenir des quantités minimes de mercure. En général, les personnes adultes n'ont pas à limiter leur consommation de touladi ou de lotte. Cependant, étant donné que les gros poissons contiennent généralement des concentrations plus fortes de mercure, il est préférable de consommer les touladis ou les lottes de petite taille (dont la taille ne dépasse pas 60 cm ou 24 po) pour réduire davantage son exposition au mercure.

Les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de 12 ans devraient limiter leur consommation de touladis et de lottes de grande taille (c.-à-d. une ou deux portions de poissons de plus de 60 cm ou 24 po par semaine). Les poissons de petite taille (moins de 40 cm ou de 2 lb) ne présentent pas de risque pour la santé et on peut les consommer sans limite.

Les autres espèces de poissons qui sont couramment pêchés, comme l'ombre arctique, le brochet, le corégone, et le saumon, ont une très faible teneur en mercure, bien inférieure à la norme de Santé Canada. Tous les Yukonnais peuvent consommer autant de ces poissons qu'ils le désirent.

« bonnes nouvelles » au sujet du poisson et du toxaphène. Le gouvernement du Yukon a partagé un communiqué préliminaire avec les deux collectivités des Premières Nations touchées avant de le diffuser, approche qui a été jugée très efficace. La couverture médiatique a comporté une vidéo du médecin hygiéniste en chef enlevant une enseigne indiquant qu'il est interdit de consommer le poisson, laquelle était affichée à l'aire de mise à l'eau au lac Laberge, en plus d'une entrevue avec le médecin hygiéniste en chef et le représentant local de la Première Nation Ta'an.

4.5.5 Territoires du Nord-Ouest

Dans les Territoires du Nord-Ouest, le CRC est formé de représentants d'RCAANC (dont le Secrétariat du PLCN), d'Environnement et Changement climatique Canada, du MPO, de Santé Canada, des ministères des Ressources, de la Faune et du Développement économique et de la Santé et des Services sociaux des Territoires du Nord-Ouest, de l'Institut de recherche Aurora, de plusieurs organisations autochtones (Nation dénée, ITK, Inuvialuit Game Council, Inuvialuit Regional Corporation, Conseil tribal des Gwich'in, Sahtu Secretariat Inc., Premières Nations Deh Cho, Alliance des Métis de North Slave, Nation métisse des Territoires du Nord-Ouest, Dogrib signataires du Traité nº 11, gouvernement territorial Akaitcho), et le CRI pour la région désignée des Inuvialuit.

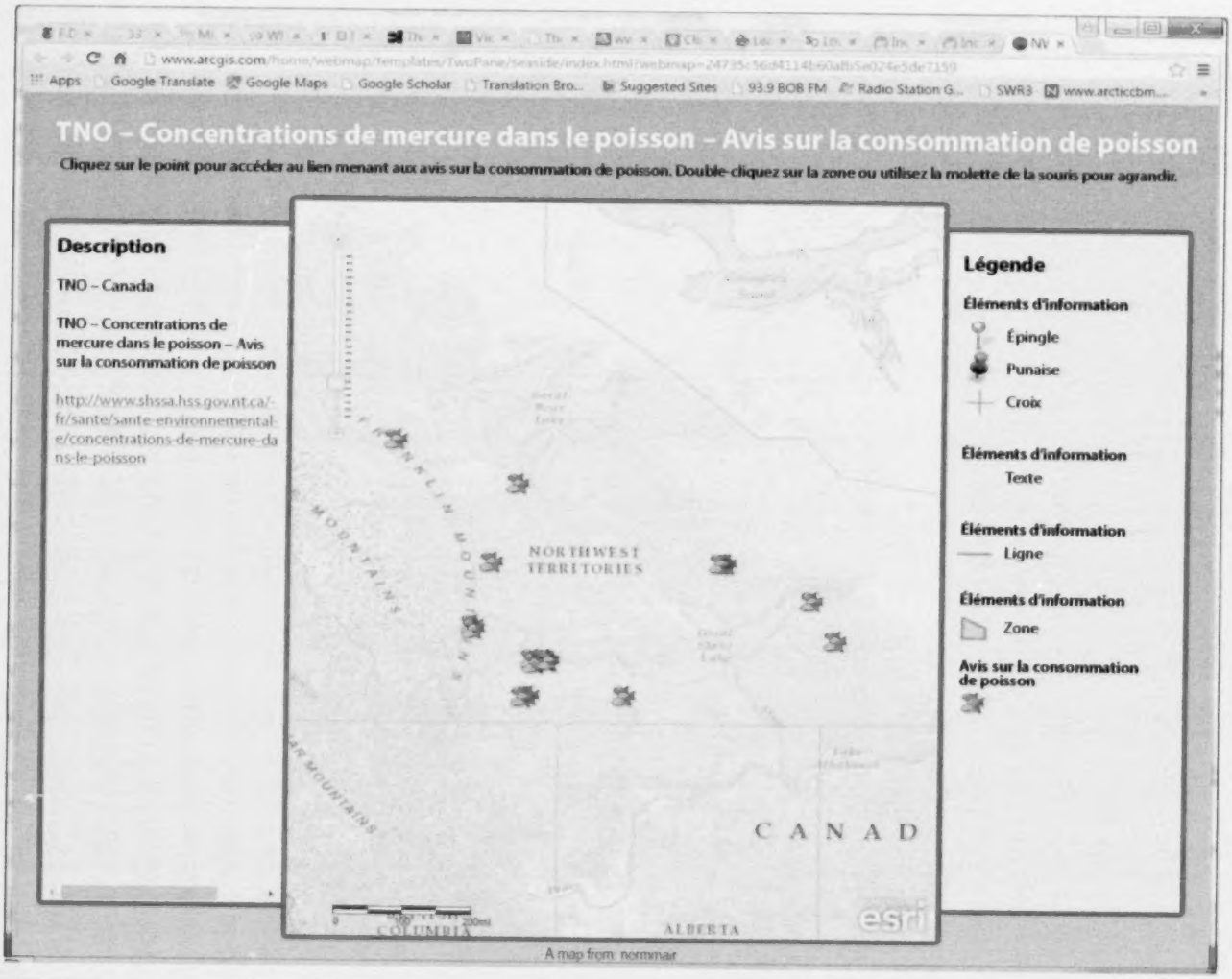
Dans les Territoires du Nord-Ouest, on s'attend à ce que les résultats de la recherche soient communiqués au CCR des T.N.-O. de manière à pouvoir aider le gouvernement des T.N.-O. à gérer et à interpréter des résultats de la recherche dans le Nord pour des projets réalisés dans les T.N.-O. en prêtant une attention particulière aux niveaux de contamination qui pourraient être préoccupants pour la santé de la population. Le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest travaille en partenariat avec Santé Canada afin d'évaluer les risques pour la santé, au besoin.

Des concentrations élevées de mercure chez les poissons ont souvent été observées dans le cadre des études de surveillance menées dans les T.N.-O. Il y a actuellement 14 avis sanitaires du ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) concernant le mercure chez les poissons venant de lacs spécifiques (p. ex. MSSS, 2010, 2012) et également un avis pour le cadmium dans les abats d'orignaux (MSSS, 2009). Par le passé, le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest a émis des avis publics par le biais des médias. Toutefois, il a abandonné cette approche après avoir constaté que les avis diffusés par la voie des médias suscitaient habituellement des préoccupations excessives et que donc, les gens du Nord avaient parfois évité de consommer des aliments traditionnels. De même, parce que les niveaux de contamination varient souvent d'une année à l'autre, les avis aux médias n'ont pas été jugés appropriés pour s'attaquer aux expositions périodiques aux contaminants par le poisson.

Le gouvernement des T.N.-O. a donc élaboré un outil Web pour communiquer des avis de consommation relatifs aux poissons et des lignes directrices génériques pour tenir le public informé des contaminants et de l'état du poisson (voir la figure 4). Les avis de consommation du poisson sont affichés sur une carte, sur Internet (figure 4), et les utilisateurs peuvent trouver un lac en particulier sur la carte afin de déterminer s'il existe un avis de consommation pour ce lac. L'avis s'adresse aux personnes qui consomment des quantités élevées de poisson chaque semaine et aux groupes vulnérables comme les femmes qui sont enceintes ou qui allaitent, et les enfants âgés de 1 à 11 ans. Les lignes directrices génériques sur la pêche sont également comprises dans le guide de pêche annuel des T.N.-O.

Lors des communications précédentes des résultats de la recherche dans le Nord, on a constaté que les résidents des petites collectivités dans les T.N.-O. préfèrent les communications en personne portant sur l'évaluation des risques à partir des données recueillies dans leurs collectivités. Voici un exemple.

Figure 4 : Carte d'avis de santé publique concernant les concentrations de mercure dans les poissons dans les Territoires du Nord-Ouest (Source : http://www.arcgis.com/home/webmap/templates/TwoPane/seaside/index.html?webmap=24735c56d4114b60afb5c024e5de7159).



4.5.5.1 Exemples de communication sur les contaminants dans les T.N.-O

Le bureau de l'administrateur en chef de la santé publique des T. N.-O. a publié un avis de santé publique en 2010 sur la limitation de la consommation du touladi venant de quatre lacs en raison de concentrations élevées de méthylmercure. À Tulita, l'une des cinq collectivités dénées de la région de Sahtu, les avis affichés publiquement ont soulevé des préoccupations au sujet des risques pour la santé liés à la consommation des poissons venant du lac Kelly (l'un des quatre lacs indiqués), lequel est particulièrement prisé pour ses touladis de grandes tailles. Traditionnellement, le poisson est un aliment de base qui revêt une importance culturelle pour les Dénés. Le personnel régional et le personnel du PLCN ont rencontré les résidents de la collectivité et ont offert leur soutien pour donner suite aux préoccupations locales au sujet des contaminants et du poisson. Une étude collaborative échelonnée sur deux ans , qui a porté sur les consommateurs de poisson à Tulita, a été élaborée (voir aussi le chapitre 2). L'étude comprenait un plan de communication afin de transmettre les constatations de façon utile à l'intérieur et à l'extérieur de la collectivité de Tulita (Delormier, 2012).

Tout au long de la mise en œuvre de l'étude, l'information a été communiquée de façon régulière et officielle au moyen de présentations au conseil des aînés, aux élèves du cours de sciences au secondaire, à la radio locale, au cours du recrutement des participants à l'étude et des activités au dîner organisées par les services à la famille. L'information a aussi été communiquée de façon informelle dans la collectivité, comme aux tournois de cartes, aux activités paroissiales, aux tournois de hockey et aux activités communautaires. La priorité, cependant, était de présenter officiellement les constatations aussi rapidement que possible sur les niveaux de méthylmercure dans les échantillons de cheveux prélevés des participants à l'étude de Tulita.

Lors d'une troisième visite à Tulita, les partenaires et un interprète ont préparé une présentation et communiqué les constatations sur les échantillons de cheveux. Des 68 participants qui ont fourni des échantillons de cheveux pour une analyse d'exposition au mercure, moins de 5 % ont dépassé une valeur de dépistage dans les cheveux qui était jugée acceptable pour cette étude, et aucun n'a dépassé un seuil supérieur qui, selon les chercheurs, aurait justifié une intervention immédiate de la part d'un professionnel de la santé (Delormier, 2012). Les constatations ont été présentées lors d'une assemblée publique et d'un repas auxquels ont assisté environ 45 membres de la collectivité. En 2011, les partenaires ont aussi présenté conjointement le travail lors de l'atelier annuel du PLCN sur les résultats et ont donné une perspective de la collectivité pour cette recherche.

Les membres de la collectivité ont fait divers commentaires sur la présentation qui a été donnée à Tulita. Notamment, ils ont indiqué qu'ils appréciaient l'effort, alors que d'autres ont affirmé être déçus de la possibilité qu'il y ait des niveaux acceptables de contamination dans l'environnement et la population. De même, des critiques ont été faites au sujet des données scientifiques et des termes scientifiques qui ont servi à décrire le risque d'exposition au mercure à partir du poisson, car des membres de la collectivité avaient de la difficulté à comprendre de tels termes. Lors d'une séance de compte rendu au sujet des commentaires à la suite de la présentation, la décision a été prise d'élaborer un outil de communication pour faciliter la compréhension des constatations de l'étude ainsi que leur accessibilité après la fin de l'étude.

Une banderole en vinyle qui était durable, portable et facile à exposer a été élaborée pour transposer les constatations quantitatives de la recherche de Tulita de façon graphique à l'aide de texte minimal. Les banderoles sont en exposées en permanence au Tulita Renewable Resources Council et au Sahtu Renewable Resources Board. Même si elles n'ont pas été

élaborées au départ dans ce but, les banderoles sont aussi utilisées au cours des activités sur les ressources renouvelables dans la région et durant d'autres réunions locales pour décrire et partager l'approche et les constatations de l'étude ainsi que les préoccupations des membres de la collectivité au sujet de la question de la contamination de l'environnement.

Cette recherche a été conçue comme projet communautaire qui valorisait la collaboration et la participation des intervenants communautaires, ainsi que l'échange de renseignements avec les membres de la collectivité dans le contexte de leur quotidien. Cette approche a permis de donner suite aux attentes d'ordre éthique des collectivités autochtones concernant la recherche qui touche à leurs préoccupations au sujet de la santé. (Kaufert et coll., 1999). Un élément important de la recherche a été l'élaboration avec les partenaires d'une stratégie communautaire permanente en collaboration.

4.6 La gestion des chimiques et les communications au niveau international

4.6.1 La Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants et le Comité d'étude des POP

La Convention de Stockholm est un traité mondial exécutoire qui a pour objectif de protéger la santé humaine et l'environnement contre les polluants organiques persistants (voir aussi le chapitre 1) (PNUE, 2009). Adoptée en 2001, elle est entrée en vigueur en 2004. En date de 2015, 179 pays ont ratifié la Convention de Stockholm devenant ainsi parties à la Convention.

Le PLCN vise les contaminants qui atteignent l'Arctique par le transport sur de longues distances en provenance de sources de diverses régions du monde. Cela inclut un grand nombre de POP (et de métaux, notamment le mercure). La mesure des POP dans l'Arctique est un indice clair du transport sur des longues distances dans l'environnement de ces produits chimiques et de leur capacité de bioaccumulation et de bioamplication dans le réseau trophique de l'Arctique. Le PLCN a fourni des renseignements clés tirés de la recherche sur les contaminants dans l'Arctique afin d'établir la Convention de Stockholm, et les activités régulières du PLCN continuent d'appuyer la prise en considération de nouveaux POP en vue de l'inscription à la Convention de Stockholm et la mesure de son efficacité.

La Convention de Stockholm compte un organe technique, soit le Comité d'étude des POP (CEPOP), qui est responsable d'évaluer les produits chimiques dont l'inscription est proposée à ses annexes. Ce comité se réunit chaque année. Le Comité d'étude comprend 31 experts désignés par les Parties venant des cinq groupes régionaux des Nations Unies : les États africains (huit membres), les États d'Asie et du Pacifique (huit membres), les États de l'Europe centrale et de l'Europe de l'Est (trois membres), les États de l'Amérique latine et des Caraïbes (cinq membres), et les États de l'Europe de l'Ouest et les autres États (dont le Canada; sept membres). Les pays membres font habituellement la rotation au sein des groupes régionaux. Jusqu'à présent le Canada a toujours été membre du CEPOP.

789e place execo Lyonnais Marie-Claude-aurores_OUI

Le CEPOP a été établi lors de la première réunion de la Conférence des Parties (COP) de la Convention de Stockholm en mai 2005 afin de recenser, de soumettre à une étude scientifique et de recommander l'inscription d'autres POP aux termes de la Convention. Tous les deux ans, la Conférence des Parties se réunit pour déterminer s'il y a lieu d'inscrire d'autres produits chimiques à la Convention en fonction des recommandations du CEPOP et d'apporter des modifications à la Convention. Les observateurs inscrits (p. ex, venant de pays, d'organisations non gouvernementales, de groupes autochtones et de l'industrie) peuvent assister aux réunions du Comité d'étude et de la Conférence des Parties. Le Conseil circumpolaire inuit (CCI) a reçu, depuis 2010, un financement du PLCN pour participer aux travaux du CEPOP et pour assister aux réunions du Comité d'étude comme observateur. Le CCI offre un point de vue autochtone de l'Arctique au Comité d'étude, et facilite l'échange de données et de connaissances venant de la recherche menée dans le Nord, soit l'Arctique canadien (dans le cadre du PLCN) et dans l'Arctique circumpolaire (dans le cadre du Programme de contrôle et d'évaluation de l'Arctique; PCEA) durant la prise de décisions internationale.

Le PCEA est l'un des six groupes de travail du Conseil de l'Arctique, et, comme tous les groupes de travail, il compte parmi ses membres des représentants des huit nations circumpolaires, des participants permanents et des observateurs. Il est chargé de surveiller et d'évaluer la situation de la région de l'Arctique circumpolaire par rapport aux enjeux de la pollution et des changements climatiques. En cette qualité, il est appelé à consigner les concentrations et les tendances des contaminants, leurs voies et processus, ainsi que les effets des contaminants sur les écosystèmes et les humains. Le PCEA propose aussi des mesures pour réduire les menaces connexes aux fins d'examen par les gouvernements. Il mène aussi des évaluations stratégiques et fondées sur des données scientifiques et des produits de sensibilisation publique pour influencer les processus d'établissement de politiques et de prise de décisions. Son travail dépend des programmes nationaux en cours des États arctiques membres, et le PLCN est la contribution principale du Canada aux données scientifiques de grande qualité sur les contaminants au PCEA.

La recherche et la surveillance réalisées dans le Nord dans le cadre du PLCN et du PCEA satisfait (en partie) l'article 11 de la Convention de Stockholm, lequel expose les responsabilités des Parties, dans la mesure de leurs moyens, soit d'encourager ou d'entreprendre la recherche et la surveillance sur les POP , et d'autres POP dont l'inscription est proposée. En particulier, les Parties doivent examiner les sources, les concentrations et les tendances des POP, leur propagation dans l'environnement, leur devenir et leur transformation, les effets sur la santé humaine et l'environnement, ainsi que les effets socioéconomiques et culturels. Les Parties doivent aussi, dans la mesure de leurs moyens, appuyer et étendre davantage les programmes, les réseaux et les organismes au niveau international qui voient à la collecte et à la surveillance des données, afin de renforcer les capacités de recherche scientifique et technique au niveau national, pour promouvoir l'accessibilité et l'échange des données, et pour rendre les activités de recherche et de surveillance accessibles au public.

Il existe trois annexes auxquels un produit chimique peut être inscrit aux termes de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants :

- Annexe A – Élimination : Comprend les produits chimiques à l'égard desquels les Parties doivent prendre des mesures pour en éliminer la production et l'utilisation. Des dérogations spécifiques de durée limitée à l'utilisation ou à la production sont énumérées dans l'annexe et s'appliquent seulement aux Parties qui les inscrivent dans ce but.

- Annexe B – Restriction : Contient les produits chimiques à l'égard desquels les Parties doivent prendre des mesures pour en restreindre la production et l'utilisation. L'utilisation dans un but acceptable [par exemple, dans le cas du dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) utilisé dans la lutte contre les vecteurs pathogènes afin de lutter contre la malaria, conformément aux lignes directrices de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) (PNUE, 2009)], ou des dérogations spécifiques (par exemple, le PFOS pour certaines utilisations spécifiques comme le placage de métaux). Les Parties peuvent aussi s'inscrire pour bénéficier de dérogations spécifiques de durée déterminée et peuvent demander que la Conférence des Parties prolonge la date d'expiration et s'inscrire à nouveau dans ce but, sauf si la Conférence en décide autrement. La Conférence des Parties examine régulièrement la nécessité de maintenir les buts acceptables. Jusqu'à présent, aucun but acceptable n'a été supprimé des deux substances chimiques inscrites à cette annexe.

- Annexe C – Production non intentionnelle : Renferme des substances chimiques à l'égard desquelles les Parties doivent prendre des mesures pour réduire les rejets non intentionnels dans le but de continuer à minimiser les concentrations et, si possible, de les éliminer de façon définitive. Ces substances chimiques peuvent être formées et rejetées non intentionnellement à partir de sources anthropiques, comme les incinérateurs de déchets. La Convention de Stockholm donne une orientation sur la prévention ou la réduction des rejets non intentionnels de ces substances chimiques.

En vertu de la Convention de Stockholm, le Comité d'étude des POP examine les substances chimiques dont l'inscription est proposée en trois étapes :

- Annexe D – Critères de sélection : Il détermine si la substance chimique dont l'inscription est proposée réunit les critères de sélection des POP énoncés à l'annexe D de la Convention de Stockholm ayant trait à l'identité de la substance chimique, à la persistance, à la bioaccumulation, au potentiel de transport sur de longues distances dans l'environnement, et aux preuves des effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement ou de la toxicité pour ceux-ci. Après que le Comité d'étude a établi que les critères énoncés à l'annexe D sont respectés, la substance chimique passe à l'annexe E.

- Annexe E – Descriptif des risques : Les Parties et les observateurs peuvent soumettre l'information sous la forme de commentaires, de rapports et d'études publiées. Le descriptif des risques est préparé durant la période interséance et est mis à la disposition des membres, des Parties et des observateurs aux fins de commentaires. Il passe par plusieurs étapes de rédaction avant d'être présenté au Comité d'étude des POP aux fins d'adoption et de

décision. D'autres discussions et révisions peuvent se dérouler durant la réunion du Comité d'étude en « plénière » (c'est-à-dire avec tous les membres du Comité et les observateurs) et au besoin, dans des petits groupes de contacts (auxquels pourraient assister les membres du Comité d'étude et les observateurs intéressés).

En plénière, les observateurs peuvent intervenir à la discrétion du président du Comité d'étude, sauf si les membres du Comité prennent une décision. Des experts sur les substances chimiques peuvent être invités à apporter des précisions ou à présenter d'autres renseignements. Les membres du Comité d'étude doivent fonder leurs décisions sur leur expertise technique. L'article 8 de la Convention établit aussi que « L'absence de certitude scientifique absolue n'empêche pas de donner suite à la proposition », c'est-à-dire que l'approche de précaution doit l'emporter sur le manque de certitude scientifique complète. Après que le Comité d'étude a décidé « que la substance chimique est susceptible, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et/ou l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial », celle-ci passe à l'annexe F.

- Annexe F – Évaluation de la gestion des risques : Cette étape comprend l'analyse des mesures potentielles de contrôle, ainsi que les considérations économiques, les solutions de rechange, et la présence de sources non intentionnelles. Le Comité d'étude recommande alors l'inscription à l'annexe A, B, et/ou C de la Convention de Stockholm. L'évaluation de la gestion des risques fait l'objet d'une révision durant le processus de l'interséance puis est abordée lors la réunion suivante du Comité d'étude. Le CEPOP délibère aussi sur d'éventuelles dérogations spécifiques ou sur des fins acceptables des substances chimiques à l'étude. Si le Comité d'étude décide de recommander l'inscription de la substance chimique, la question est reportée à la prochaine réunion du Comité.

- Décision de la Convention des Parties : L'article 9 de la Convention de Stockholm établit que la Convention des Parties doit tenir compte des recommandations du Comité d'étude « y compris de toute incertitude scientifique », et « décide, de manière précautionneuse, d'inscrire ou non la substance chimique aux annexes A, B et/ou C, en spécifiant les mesures de réglementation de cette substance ». Les Parties à la Convention peuvent ensuite inscrire des dérogations spécifiques ou pour des fins acceptables, s'il y a lieu. La Convention de Stockholm a des Parties « votantes » (dont le Canada), c'est-à-dire les pays qui sont tenus de ratifier (ou d'accepter) chaque nouvelle substance chimique inscrite à la Convention. Tous les autres pays peuvent choisir de ne pas participer dans l'année qui a suivi une décision, c'est-à-dire qu'ils peuvent demander de ne pas être liés par la nouvelle obligation d'éliminer ou de gérer une substance chimique avant l'entrée en vigueur de la modification pour les Parties en question. Cela veut dire que ce ne sont pas toutes les substances chimiques inscrites comme modifications aux annexes qui seront acceptées par toutes les Parties à la Convention en même temps.

4.6.2 Expériences de communication au niveau international sur les contaminants ayant trait à l'Arctique

Deux articles de la Convention de Stockholm précisent les exigences des Parties par rapport aux communications (article 9 et 10). Ces articles précisent que l'information sur les POP doit être accessible et que le public doit y avoir accès. Par exemple, chaque Partie, dans la mesure de ses moyens, « *favorise et facilite* » des programmes d'éducation et de sensibilisation sur les POP, et les Parties établissent « des centres d'*information aux niveaux national et régional* ».

Le PLCN et le PCEA ont des rôles importants dans la diffusion d'information sur les risques posés par les contaminants pour les populations autochtones dans l'Arctique. Toutefois, l'échange de résultats de la recherche sur la santé et des messages sur la réduction des risques peut donner des résultats ambigus. Des messages de communication sur les contaminants spécifiques visent à protéger une collectivité locale ou une population régionale contre les effets négatifs possibles sur la santé venant de la présence de contaminants dans des aliments de leur régime. Toutefois, les mêmes messages peuvent atteindre d'autres collectivités, régions ou pays par les médias et les médias sociaux. La communication rapide des messages dans le cas d'un groupe ou d'un emplacement peut soulever des préoccupations et de la confusion dans d'autres régions où les données scientifiques ou l'avis ne s'appliquent pas ou auxquelles elles ne s'adressent pas (PCEA, 2016).

Par exemple, lors d'une conférence internationale en 2011 sur les changements climatiques et la pollution, des chercheurs des îles Féroé ont donné une présentation dans laquelle ils examinaient un lien entre l'exposition aux BPC pendant le développement de l'enfant et l'efficacité de certains vaccins (Heilmann et coll., 2010). Les chercheurs ont indiqué que les constatations de la recherche ont mené à un avis sanitaire dans les îles Féroé recommandant aux collectivités locales de cesser de consommer des globicéphales (PCEA, 2016). Un reportage d'un journal de l'Arctique a ensuite précisé que la même recommandation serait valide pour la consommation d'autres cétacés à dents dans d'autres régions de l'Arctique, dont le Canada, ce qui a amené des organisations inuites au Canada à s'inquiéter, craignant que les reportages découragent les Inuits canadiens de consommer des aliments traditionnels.

L'exemple des îles Féroé fait ressortir un exemple qui vient automatiquement avec la diffusion de messages de communication des risques dans des tribunes internationales : les reportages au sujet des résultats de recherche et des stratégies de réduction de risques peuvent être extrapolés à d'autres régions, sans égard à la pertinence ou à la validité de l'avis. Cela peut constituer un obstacle à l'élaboration de messages de communication fiables sur les contaminants dans d'autres régions et qui s'adressent à des groupes spécifiques, à des endroits précis où les concentrations de contaminants et les apports alimentaires ont été mesurés et évalués mais pour lesquels les résultats ne permettent pas d'établir qu'ils présentent un risque semblable.

Le CCA a fait état d'expériences semblables lors de négociations d'instruments exécutoires pour mettre en œuvre des mesures mondiales vis-à-vis les POP et le mercure aux termes de la Convention de Stockholm pour les POP et la Convention de Minamata sur le mercure, respectivement. La Convention de Minamata sur le mercure est un traité mondial qui vise à protéger la santé humaine et l'environnement contre les effets nocifs des émissions et des rejets d'origine anthropique. Elle a été adoptée en 2013 et peut maintenant être ratifiée par les pays signataires (PNUE, 2015). En tout, 128 pays ont franchi la première étape pour signer le traité et, en date de juin 2016, la Convention avait été ratifiée par 28 pays. La Convention de Minamata

entrera en vigueur 90 jours après que 50 pays auront ratifié le traité.

Les deux Conventions contiennent des préambules qui font référence aux collectivités autochtones et à la vulnérabilité des peuples autochtones.

Le préambule final de la Convention de Stockholm reconnaît que « [...] *l'écosystème arctique et les populations autochtones qui y vivent sont particulièrement menacés en raison de la bioamplification des polluants organiques persistants, et que la contamination des aliments traditionnels de ces populations constitue une question de santé publique* ».

Le préambule de la Convention de Minamata souligne « *la vulnérabilité particulière des écosystèmes arctiques et des communautés autochtones du fait de la bioamplification du mercure et de la contamination des aliments traditionnels*, et préoccupées plus généralement par la *situation des communautés autochtones eu égard aux effets du mercure [...]* ».

Pour les négociations portant sur les POP de 1998 à 2001, plusieurs partenaires autochtones canadiens ont formé l'organisation Canadian Arctic Indigenous Peoples Against POPs (CAIPAP), coalition qui prône en faveur du consensus et souligne le caractère urgent des risques que présentent les POP (Downie et Fenge, 2003). La CAIPAP s'est révélée une source utile d'information scientifique pertinente au cours des négociations et représentait également la nature anthropique du problème des contaminants qui ont atteint l'Arctique. Toutefois, les messages créés au niveau international lors des négociations sur les POP ont atteint le Canada et les régions du Nord grâce aux médias

Figure 5 - Messages internationaux par rapport aux messages de la collectivité sur les polluants organiques persistants. Comparaison des messages communiqués de 1998 à 2001 pendant les négociations de la Convention de Stockholm par le vice-président du CCI et des messages communiqués à l'échelle locale aux régions inuites du Canada (PSEA, 2016).

internationaux, et ont semblé contredire les messages élaborés pour les collectivités du Nord au Canada (Myers et Furgal, 2006). Des exemples sont présentés à la figure 5.

En participant aux négociations sur le mercure tenues entre 2010 et 2013, le CCI a pu tirer profit de l'expérience acquise lors des négociations portant sur les POP. Lors des négociations sur le mercure, le CCI a tenté d'éviter la production de messages contradictoires en faisant référence aux avis sur la consommation dans les régions au Canada pour mettre en évidence les incidences des émissions atmosphériques de mercure sur les Inuits dans le Nord canadien (p. ex., l'avis sur la consommation de viande de béluga au Nunavik en 2011 [RRSSRN, 2011a]). Le CCI a formulé ses communications internationales avec grand soin; toutefois, les reportages qui ont suivi dans les médias locaux ont comporté des inexactitudes dans certains cas.

Par exemple, après la cinquième ronde de négociation en janvier 2013, le CCI a indiqué ce qui suit dans son communiqué :

« *Après une semaine de longues négociations qui ont duré plusieurs nuits, les participants du CCI sont heureux de constater l'adoption d'un traité mondial sur le mercure* [...]. [...] *le traité sur le mercure doit se traduire par une réduction des concentrations de mercure dans l'environnement partout dans le monde. Toutefois, il faudra attendre de nombreuses années avant que les premières mesures soient mises en œuvre.* [...] *Néanmoins, le fait que plus de 140 pays aient pu s'entendre sur les mesures visant à réduire le mercure dans l'environnement doit être vu comme un succès [traduction].* »

Le communiqué comprenait une citation de la présidente du CCI (Canada) :

« À l'heure actuelle, plusieurs *régions inuites sont visées par des avis sur la consommation en raison des fortes concentrations de mercure présentes dans certains aliments traditionnels. Ce mercure présent dans nos aliments est généralement dû aux émissions de mercure mondiales, notamment celles émanant des centrales au charbon en Asie. Pour nous, la diffusion d'avis sur la consommation ne constitue pas un moyen acceptable pour nous protéger contre les effets du mercure sur la santé. Notre santé dépend de la santé de notre environnement [traduction].* »

Dans un reportage qui a suivi dans un média d'information :

« Le Conseil circumpolaire inuit affirme être satisfait des *efforts déployés et des progrès réalisés pour réduire les concentrations mondiales de mercure. Plus tôt cette semaine, plus de 140 pays ont adopté un traité mondial sur le mercure dans le cadre d'une réunion sur le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) à Genève, en Suisse. Le traité comprend des mesures exécutoires et volontaires visant à réglementer les émissions de mercure, les aspects sanitaires connexes et d'autres préoccupations. Le mercure est un poison rejeté dans l'air, l'eau et le sol à partir de l'exploitation minière artisanale de l'or, des usines alimentées au charbon et de produits électroniques ou de consommation mis au rebut, comme les thermostats, les piles et les peintures. Parce qu'il se concentre et s'accumule dans le poisson et progresse le long de la chaîne alimentaire, le mercure présente le plus grand risque d'atteinte nerveuse chez les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les jeunes enfants.*

Avec les années, les concentrations de mercure au augmenté dans l'Arctique. Les Inuits consomment du mercure dans des aliments prélevés dans la nature comme le béluga et le phoque annelé. Le Conseil demande que les règlements soient plus rigoureux dans les pays à l'origine des émissions de mercure [traduction] ».

Le CCI a fait référence aux avis de consommation d'aliments qui ont été produits en raison de fortes concentrations de mercure dans « certains aliments traditionnels »; un média d'information

a adopté une approche généralisée en rapportant que « [...] les Inuits consomment du mercure lorsqu'*ils consomment des aliments prélevés dans la nature* ». À la lumière d'expériences antérieures, les messages généralisés sont susceptibles de causer de l'anxiété et de l'incertitude dans les régions du Nord, là où les autorités sanitaires indiquent, de façon générale, que les aliments prélevés dans la nature sont sains et qu'ils devraient être consommés (p. ex. Donaldson et coll., 2010).

Dans l'ensemble, les résultats obtenus par le CCI avec les communications sur les risques au niveau international démontrent qu'il n'est pas recommandé, pour une source donnée, de recourir à des messages ayant un contenu très différent pour différents auditoires, puisque le message risque d'atteindre un auditoire non visé par le biais des médias mondiaux et des médias sociaux. Parallèlement, les différents messages sont probablement transmis par différentes sources (mondiales) et pourraient atteindre des auditoires non visés, ce qui pourrait causer de la confusion parmi les populations locales. Des communications soutenues sont donc nécessaires pour donner plus de validité aux messages transmis à un auditoire local et pour empêcher de semer la confusion par la voie de sources d'information non locales qui ne conviennent pas à un auditoire spécifique (PCEA, 2016).

Références bibliographiques - chapitre 4

AMAP. (2016). *AMAP Assessment 2015: Human Health in the Arctic*. Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).

Arbuckle, T.E., Fraser, W.D., Fisher, M., Davis, K., Liang, C.L., Lupien, N. et al. (2013). Cohort profile: The Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals research platform. *Paediatric and Perinatal Epidemiology, 27*(4), 415-425.

Assemblée des Premières Nations. *Initiative de biosurveillance des Premières Nations : résultats nationaux (2011)*, Ottawa, Assemblée des Premières Nations, 2013. En ligne à : http://www.afn.ca/uploads/files/afn_fnbi_fr.pdf.

Couture, A., Levesque, B., Dewailly, É., Muckle, G., Déry, S. et Proulx, J.-F. (2012). Lead exposure in Nunavik: From research to action. *International Journal of Circumpolar Health, 71*(1).

Dallaire, R., Dewailly, É., Ayotte, P., Forget-Dubois, N., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L., et al. Exposure to organochlorines and mercury through fish and marine mammal consumption: associations with growth and duration of gestation among Inuit newborns. *Environment International, 54*, 85-91.

Dallaire, R., Dewailly, É., Ayotte, P., Forget-Dubois, N., Jacobson, S.W., Jacobson, J.L., et al. (2014). Growth in Inuit children exposed to polychlorinated biphenyls and lead during fetal development and childhood. *Environmental Research, 134*, 17-23.

Delormier, T. Examen des avantages et des risques inhérents aux aliments traditionnels et mis en marché : analyse du mercure dans les cheveux et communication des résultats de recherches dans la collectivité de Tulita (T.N.-O.). Dans : Résumé de recherches effectuées en 2011–2012 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Ottawa, Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 2012.

Ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Restriction relative à la consommation d'organes d'orignaux provenant du sud des monts Mackenzie, dans la région du Deh Cho, en raison de la présence de taux élevés de cadmium, Yellowknife, Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 2009. En ligne à http://www.hss.gov.nt.ca/fr/news/restriction-relative-%C3%A0-la-consommation-d%E2%80%99organes-d%E2%80%99orignaux-provenant-du-sud-des-monts.

Department of Health and Social Services (DHSS). Increase in mercury levels in Trout Lake, Cli Lake, Ste. Therese and Kelly Lake. Yellowknife: Government of the Northwest Territories; 2010. En ligne à http://www.hss.gov.nt.ca/advisory/increase-mercury-levels-trout-lake-cli-lake-ste-therese-and-kelly-lake.

Department of Health and Social Services (DHSS). Mercury levels in fish. Yellowknife: Government of the Northwest Territories; 2012. En ligne à http://www.hss.gov.nt.ca/health/environment-and-your-health/mercury-levels-fish.

Dewailly, É., Nantel, A., Weber, J.-P. et Meyer, F. (1989). High levels of PCBs in breast milk of Inuit women from Arctic Quebec. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 43*(5), 641-646.

Dewailly, É., Bruneau, S., Ayotte, P., Lebel, G., Muckle, G. et Rhainds, M. Évaluation de l'exposition *prénatale aux organochlorés et aux métaux lourds chez les nouveaux-nés du Nunavik, 1993-1996*. Beauport: Centre de santé publique de Québec, Centre de toxicologie du Québec et Departement of Nutritional Sciences Guelph University, 1998.

Dewailly, É., Ayotte, P., Bruneau, S., Lebel, G., Levallois, P. et Weber, J.P. (2001). Exposure of the Inuit population of Nunavik (Arctic Québec) to lead and mercury. *Archives of Environmental Health, 56*(4), 350-357.

Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., et al. (2010). Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. *Science of the Total Environment, 408*(22), 5165-5234.

Downie, D.L., Fenge, T. (Eds). *Northern Lights against POPs: Combatting Toxic Threats in the Arctic*. Montréal/Kingston: McGill-Queens University Press; 2003.

Egeland, G.M. *Inuit Health Survey 2007-2008: Nunatsiavut*. Ste-Anne-de-Bellevue: Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment; 2010a. En ligne à : http://www.mcgill.ca/cine/files/cine/adult_report_-_nunatsiavut.pdf.

Egeland, G.M. *Inuit Health Survey 2007-2008: Nunavut*. Ste-Anne-de-Bellevue: Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment; 2010b. En ligne à : http://www.mcgill.ca/cine/files/cine/adult_report_nunavut.pdf.

Environnement Canada. *Guide explicatif de la* Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), *Ottawa,* Environnement Canada, 2004. En ligne à : http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/E00B5BD8-13BC-4FBF-9B74-1013AD5FFC05/Guide04_f.pdf.

Environnement Canada. *Planifier un avenir durable – Stratégie fédérale de développement durable pour le Canada,* Ottawa, Environnement Canada, 2010. En ligne à : http://ec.gc.ca/dd-sd/default.asp?lang=Fr&n=06E31414-1.

Environnement et Changement climatique Canada. *Rapport d'étape du Plan de gestion des produits chimiques, Numéro 4, Printemps 2015,* Ottawa, Environnement et Changement climatique Canada, 2015. En ligne à : http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=102CC1EE-1\.

Environnement Yukon. *Règlements de la chasse au Yukon,* Whitehorse, Gouvernement du Yukon, 2015. En ligne à : http://www.env.gov.yk.ca/fr/hunting-fishing-trapping/huntingregulations.php.

Environnement Yukon. *Règlements de la pêche au Yukon,* Whitehorse, Gouvernement du Yukon, 2016. En ligne à : http://www.env.gov.yk.ca/fr/hunting-fishing-trapping/fishingregulations.php.

Furgal, C., Boyd, A., Chan, L.H.M., Osborne, G., Baikie, M. et Edmunds-Potvin, S. Évaluation des interactions entre les contaminants et les apports alimentaires dans l'Enquête sur la santé des Inuits : Nunavut, *Nunatsiavut et Inuvialuit – Partie 1 : Étude d'évaluation de la perception du risque et des messages.* Dans : Résumé de recherches effectuées en 2013–2014 dans le cadre du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, Ottawa, Affaires autochtones et Développement du Nord Canada, 2014.

Affaires étrangères, Commerce et Développement Canada. *CANADA : Rapport présenté à la CDD - 18/19 - Profil thématique en matière de produits chimiques,* Genève, Nations Unies, 2009. Available: https://sustainabledevelopment.un.org/dsd_aofw_ni/ni_pdfs/NationalReports/canada/Chemicals_E.pdf

Gouvernement du Canada. *Loi sur les produits antiparasitaires,* Ottawa, ministre de la Justice, 2006. En ligne à : http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/P-9.01.pdf.

Gouvernement du Canada. *Gazette du Canada,* vol. 145, nº 41, 2011. En ligne à : http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2011/2011-10-08/pdf/g1-14541.pdf.

Gouvernement du Canada. *Règlement sur certaines substances toxiques interdites* (2012), Ottawa, ministre de la Justice, 2012. En ligne à : http://laws.justice.gc.ca/PDF/SOR-2012-285.pdf.

Gouvernement du Canada. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999),* Ottawa, ministre de la Justice, 2015a. En ligne à : http://laws-lois.justice.gc.ca/PDF/C-15.31.pdf.

Gouvernement du Canada. *Gazette du Canada,* vol. 149, nº 14, 2015b. En ligne à : http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2015/2015-04-04/pdf/g1-14914.pdf.

Gouvernement du Canada. *Cadre de gestion des risques pour le sélénium et ses composés en vertu du groupe des substances contenant du sélénium,* Ottawa, Environnement Canada et Santé Canada, 2015c. Available: http://www.ec.gc.ca/ese-ees/12443637-B973-49EC-B4C7-142D9E895C89/RM%20Scope_Selenium_FR.pdf.

Haines, D.A. et Murray, J. (2012). Human biomonitoring of environmental chemicals-early results of the 2007-2009 Canadian Health Measures Survey for males and females. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 215*(2), 133-137.

Santé Canada. *Le mercure – Votre santé et l'environnement : outil de ressources,* Ottawa, Santé Canada, 2004. En ligne à : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/mercur/index-fra.php.

Santé Canada. Évaluation des risques posés par le lindane – *Note de réévaluation REV2009-08.* Ottawa, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 2009. EN ligne à : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/arla-pmra/H113-5-2009-8-fra.pdf.

Santé Canada. *Rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada – Résultats de l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé Cycle 1 (2007 à 2009),* Ottawa, Santé Canada, 2010. En ligne à : http://hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/chms-ecms/index-fra.php.

Santé Canada. *Abandon de l'endosulfan – Note de réévaluation REV2011-01,* Ottawa, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 2011. En ligne à : http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/pubs/pest/_decisions/rev2011-01/index-fra.php.

Santé Canada. *Deuxième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada,* Ottawa, Santé Canada, 2013.

Santé Canada. *Troisième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada,* Ottawa, Santé Canada, 2015.

Heilmann, C., Budtz-Jorgensen, E., Nielsen, F., Heinzow, B., Weihe, P. et Grandjean, P. (2010). Serum concentrations of antibodies against vaccine toxoids in children exposed perinatally to immunotoxicants. *Environmental Health Perspectives, 118*(10), 1434-1438.

Kaufert, J., Commanda, L., Elias, B., Grey, R., KueYoung, T. et Masuzumi, B. (1999). Evolving participation of aboriginal communities in health research ethics review: The impact of the Inuvik workshop. *International Journal of Circumpolar Health, 58*(2), 134-144.

Kinloch, D. et Kuhnlein, H. (1988). Assessment of PCBs in Arctic foods and diets. A pilot study in Broughton Island, Northwest Territories, Canada. *Arctic Medical Research, 47* (Suppl. 1), 159-162.

Kinloch, D., Kuhnlein, H., Muir, D.C.G. (1992). Inuit foods and diet: A preliminary assessment of benefits and risks. *Science of the Total Environment, 122*(1-2), 247-278.

Kuhnlein, H.V., Receveur, O. et Chan, H.M. (2001). Traditional food systems research with Canadian indigenous peoples. International *Journal of Circumpolar Health, 60*(2), 112-122.

Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidi, A.E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P. et coll. (2015). Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. *Science of the Total Environment, 509-510,* 248-259.

Lévesque, B., Duchesne, J.-F., Gariépy, C., Rhainds, M., Dumas, P., Scheuhammer, A.M., et coll. (2003). Monitoring of umbilical cord blood lead levels and sources assessment among the Inuit. *Occuputaional and Environmental Medicine, 60*(9), 693-695.

Myers, H. et Furgal, C. (2006). Long-range transport of information: Are arctic residents getting the message about contaminants? *Arctic, 59*(1), 47-60.

RRSSSN. *Résultats de l'étude sur le développement des enfants au Nunavik* (ÉDEN) : répercussions sur le plan de la santé publique, *Kuujjuaq*, Régie régionale de la santé et des services sociaux Nunavut (RRSSSN), 2011a. En ligne à : http://nrbhss.gouv.qc.ca/sites/default/files/3.4.4_Public%20health%20implications_Version%20oct%202011_VF.pdf.

RRSSSN. Étude sur le développement de l'enfant au *Nunavik (EDEN) : Sommaire des résultats*. Kuujjuaq, Régie régionale de la santé et des services sociaux Nunavut (RRSSSN), 2011b. En ligne à : http://nrbhss.gouv.qc.ca/sites/default/files/3.4.4_NNHC%20Summary%20of%20study%20results_Version%20oct%202011_VF.pdf.

Pirkle, J.L., Kaufmann, R.B., Brody, D.J., Hickman, T., Gunter, E.W. et Paschal, D.C. (1998). Exposure of the US population to lead, 1991-1994. *Environmental Health Perspectives, 106*(11), 745-750.

Plante, R., Benedetti, J.L., Carrier, G., Deshaies, P., Gaudreault, P., Kosatsky, T., et coll. Monographie. *Définition nosologique d'une maladie à déclaration obligatoire ou d'une intoxication et d'une exposition significative: le plomb.* Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Québec: Institut national de santé publique du Québec (INSPQ); 1998.

Quinn, C.L., Wania, F., Czub, G. et Breivik, K. (2011). Investigating intergenerational differences in human PCB exposure due to variable emissions and reproductive behaviors. *Environmental Health Perspectives, 119*(5), 641-646.

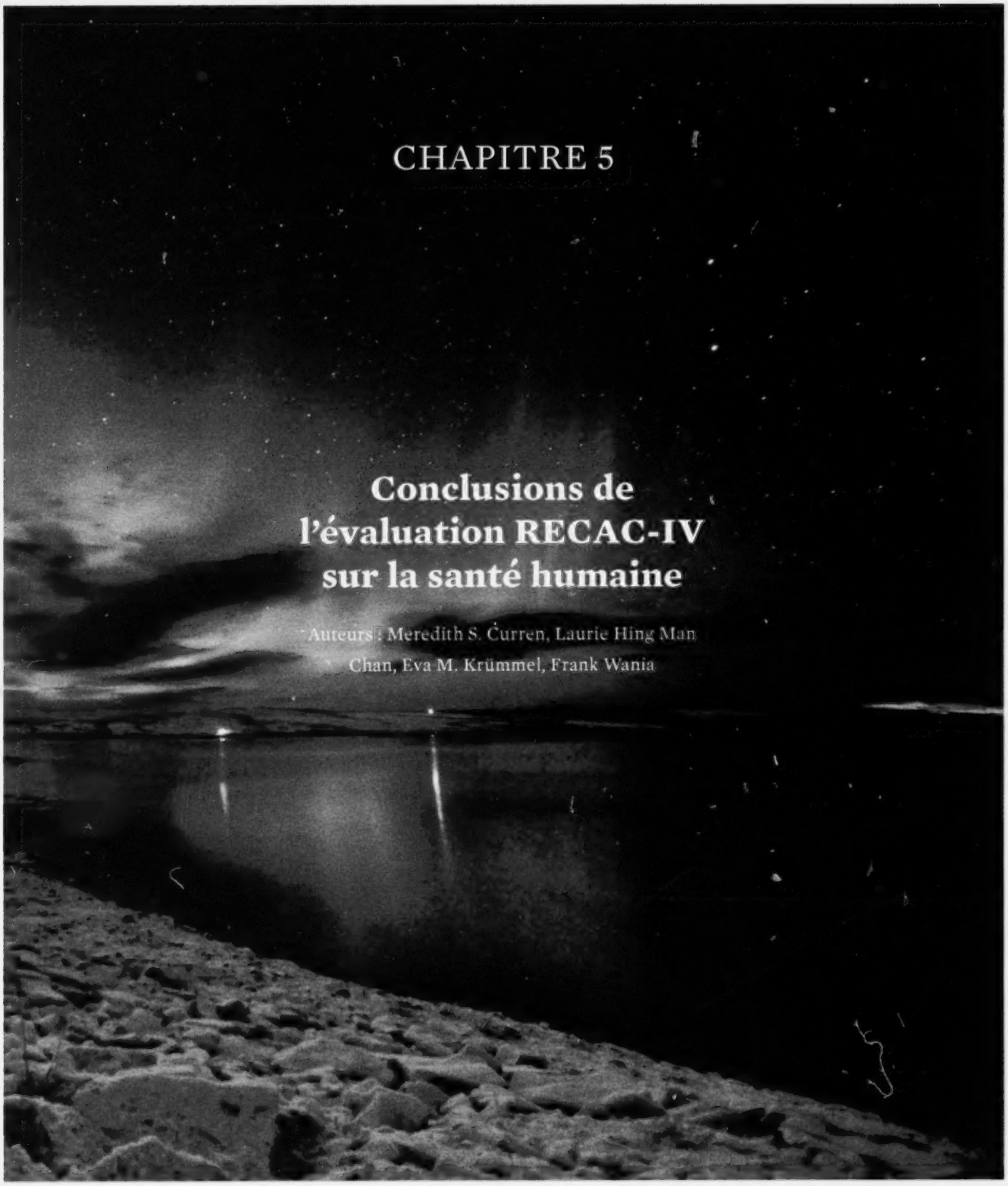
Rhainds, M., Levallois, P., Dewailly, É. et Ayotte, P. (1999). Lead, mercury, and organochlorine compound levels in cord blood in Quebec, Canada. *Archives of Environmental Health, 54*(1), 40-47.

PNUE. Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP), Genève, Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2009. En ligne à : http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP-CONVTEXT-2009.Fr.pdf.

PNUE. Convention de Minimata sur le mercure, Genève, Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2015. En ligne à : www.mercuryconvention.org.

Nations Unies. Rapport de la Conference des Nations Unies sur l'environnement et le développement, Genève, Nations Unies, 1999. En ligne à : http://www.un.org/documents/ga/conf151/french/aconf15126-1annex1f.htm.

Usher, P., Baikie, M., Demmer, M., Nakashima, D., Stevenson, M.G. et Stiles, M. *Communicating about contaminants in country food: The experience in aboriginal communities*. Ottawa: Inuit Tapiriit Kanatami/Inuit Tapirisat of Canada; 1995.



CHAPITRE 5

Conclusions de l'évaluation RECAC-IV sur la santé humaine

Auteurs : Meredith S. Curren, Laurie Hing Man Chan, Eva M. Krümmel, Frank Wania

Chapitre 5 : Conclusions de l'évaluation RECAC-IV sur la santé humaine

Auteurs : Meredith S. Curren, Laurie Hing Man Chan, Eva M. Krümmel, Frank Wania

Le présent chapitre présente les conclusions pour chacun des chapitres précédents et les répercussions possibles de l'évaluation des problèmes concernant les contaminants et la santé dans le nord du Canada.

5.1 Conclusions pour le chapitre 2

5.1.1 Principales constatations

Consommation d'aliments traditionnels

- Les aliments traditionnels sont des choix alimentaires nutritifs pour les enfants et les adultes vivant dans le nord du Canada. Entre le quart et le tiers du total des calories consommées par les Inuits dans le nord du Canada proviennent aujourd'hui d'aliments et de boissons à teneur élevée en sucre. Il a été démontré que l'inclusion d'aliments traditionnels dans le régime alimentaire des enfants inuits réduit l'apport excessif en énergie et en glucides et augmente l'apport en protéines, en acides gras oméga-3 et d'autres éléments nutritifs importants.

- La consommation de certains aliments traditionnels augmente de façon disproportionnée l'absorption de mercure par rapport aux éléments nutritifs. Le remplacement d'aliments traditionnels présentant une concentration élevée en mercure par d'autres ayant une plus faible teneur en mercure est une façon de réduire l'absorption de mercure, tout en faisant la promotion d'une consommation de niveaux sains d'éléments nutritifs importants comme le sélénium et les acides gras oméga-3 présents dans les aliments traditionnels. Il est essentiel que les stratégies de substitution d'aliments et d'intervention soient conçues à l'échelle régionale afin d'être adaptées aux différentes sources d'exposition aux contaminants, aux préférences alimentaires et aux scénarios de disponibilité des aliments pour les habitants du Nord canadien.

- L'importance des conseils diététiques propres à chaque région a été renforcée au cours d'une étude de modélisation mécaniste axée sur les BPC. Cette modélisation a révélé que l'impact de la modification de l'apport en mammifères marins des femmes en âge de procréer dépendait grandement des charges corporelles de BPC et des taux de consommation préexistants. En raison de la très longue demi-vie des BPC dans le corps humain, des réductions temporaires de la consommation de mammifères marins pourraient être en grande partie inefficaces pour réduire les concentrations de POP dans le sang. D'autre part, des augmentations importantes de l'apport en mammifères marins peuvent entraîner très rapidement des niveaux d'exposition aux BPC plus élevés. Toutefois, pour ceux qui consomment généralement peu d'aliments traditionnels provenant de mammifères marins, le fait de compléter l'alimentation par de petites quantités de mammifères marins pourrait être bénéfique sur le plan nutritif sans nécessairement entraîner un risque excessif lié à l'exposition aux contaminants.

Exposition aux contaminants

- Les moyennes géométriques des concentrations dans le sang de presque tous les POP et métaux mesurés étaient plus élevées chez les femmes inuites en âge de procréer du Nunavik (2004) et du Nunavut (2007-2008) que chez les femmes de la région désignée des Inuvialuit et au Nunatsiavut (2007-2008). Au Nunavut et au Nunavik, où l'on consomme une plus grande quantité de mammifères marins riches en sélénium, les concentrations géométriques moyennes de sélénium étaient aussi légèrement supérieures et variaient grandement entre les participants à l'étude.

- Les charges corporelles de POP, de métaux et de sélénium étaient souvent plus élevées chez les hommes inuits qui ont participé à l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) que chez les femmes inuites (souvent jusqu'à deux ou trois fois plus). Toutefois, les concentrations dans le sang des hommes et femmes inuites qui ont participé à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004) étaient souvent assez semblables, même si le mercure était plus élevé chez les femmes. Le cadmium constituait une exception - les hommes et les femmes inuites affichant des concentrations semblables dans chacune des quatre régions inuites du nord.

- Le tabagisme, une source importante d'exposition au cadmium, était très répandu chez les participants à l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) et à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004). Environ 70 % des participants à ces enquêtes étaient fumeurs. Les participants non-fumeurs à l'Enquête sur la santé des Inuits présentaient des concentrations de cadmium dans le sang environ 3 à 10 fois moindres que ceux de l'ensemble de la population inuite échantillonnée pendant l'Enquête sur la santé des Inuits.

- Les données indiquent que la concentration totale de BPC, de toxaphène, de chlordane, de la somme de p,p'-DDE, p,p'-DDD et de plomb dans le sang augmentait avec l'âge pour les participants masculins et féminins à l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008). Les hommes inuits qui ont participé à l'Enquête sur la santé des Inuits consommaient de plus grandes portions d'aliments traditionnels, et ils consommaient ces aliments plus souvent que les femmes. En outre, les personnes âgées (plus de 40 ans) consommaient davantage d'aliments traditionnels que les jeunes adultes (moins de 40 ans).

- Les études de modélisation mécaniste nous ont permis de déterminer que les concentrations élevées de BPC chez les personnes plus âgées sont attribuables à la dépuration lente par le corps des BPC accumulés au cours de périodes d'exposition élevée par le passé. Le principal facteur déterminant de la relation charge corporelle-âge est la durée de la période écoulée depuis la période de pointe d'exposition aux BPC. Cette tendance liée à l'âge est encore plus prononcée chez les populations de l'Arctique, car les générations plus âgées ont généralement tendance à consommer davantage d'aliments traditionnels que les jeunes générations, ce qui suppose un apport plus élevé en BPC tout au long de la vie.

- Les voies d'exposition aux polybromodiphényléthers (PBDE) semblent varier dans l'Arctique. Les concentrations de PBDE dans le sang tendaient à être inférieures chez des adultes inuits qui ont participé à l'Enquête sur la santé des Inuits du Nunavik (2004), en comparaison aux participants à l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) des trois autres régions inuites du nord, et elles étaient autrement généralement semblables entre les hommes et les femmes de la région désignée des Inuvialuit, du Nunavut et du Nunatsiavut. Ces résultats laissent croire qu'il y avait des sources d'exposition aux PBDE qui n'étaient pas liées à la consommation d'aliments traditionnels, en particulier à la consommation de mammifères

marins. Toutefois, il a été démontré que les PBDE-209 se bioaccumulent dans les réseaux trophiques de l'Arctique de l'est et de l'ouest, et qu'il s'agit du congénère avec la concentration moyenne la plus élevée chez les Inuits de la région désignée des Inuvialuit, du Nunavut et du Nunatsiavut.

Tendances en matière d'exposition

- Depuis que l'on se sert de la biosurveillance pour évaluer l'exposition aux contaminants chez les femmes inuites enceintes du Nunavik (de 1992 à 2013, soit depuis 20 ans), les taux de POP ont chuté d'environ 80 %. Les concentrations totales de mercure dans le sang ont diminué de près de 60 % chez ces femmes enceintes. En revanche, les concentrations de sélénium ont diminué de moins de 20 % au cours de cette même période. Cette observation pourrait indiquer une transition vers des aliments traditionnels à plus faible teneur en mercure, mais cela reste à confirmer. Certains aliments traditionnels constituent des sources alimentaires importantes de mercure, à savoir les poissons prédateurs et certaines parties des mammifères marins, mais nombre d'aliments traditionnels sont également riches en sélénium.

- Les données sur le sang de femmes enceintes inuites du Nunavik ont montré que les concentrations de toxaphène, de PBDE-47, de pentachlorophénol, de sulfonate de perfluorooctane et d'acide perfluorooctanoïque (APFO) ont diminué d'environ 50 % de 2004 à 2011-2012 ou 2013 (toxaphène seulement). L'exception étant le PBDE-153, qui a augmenté chez les mères du Nunavik entre 2004 et 2011-2012.

- Entre 1992 et 2013, les concentrations de plomb dans le sang ont diminué d'un peu plus de 60 % chez les femmes enceintes du Nunavik, ce qui est probablement lié (en partie) à l'intervention de nombreux intervenants au Nunavik en 1999-2000 pour interdire les munitions en grenaille de plomb au Nunavik après que le gouvernement du Canada ait réglementé l'utilisation de la grenaille de plomb pour la chasse en 1999.

- Une étude de suivi menée au Nunavut en 2012 a permis de conclure que la poussière était une source probable de plomb dans les ménages présentant les plus fortes concentrations de plomb dans le sang (d'après les données tirées de l'Enquête sur la santé des Inuits [2007-2008]). La comparaison des rapports des isotopes du plomb que l'on retrouve dans l'environnement avec ceux retrouvés dans le sang des participants laisse entendre que le plomb provenant de la peinture et des munitions contribuait peut-être à la charge de plomb retrouvée dans la poussière domestique. L'exposition au plomb due à la consommation d'aliments traditionnels était relativement faible dans cette étude de suivi.

- Les concentrations de plusieurs POP ont diminué de plus de 40 % dans le sang des enfants inuits du Nunavik, car ces enfants étaient âgés en moyenne de 5 ans à 11 ans. Cette diminution est probablement influencée par plusieurs facteurs, notamment la chute des concentrations de certains de ces POP dans l'environnement et la durée de la période d'allaitement. Les concentrations de POP devraient diminuer au fur et à mesure que les enfants vieillissent car leur taux de croissance dépassera probablement le taux d'absorption de contaminants provenant des aliments au fil du temps.

Dépassements des valeurs recommandées dans le sang

- Quand les concentrations sanguines totales de mercure chez les femmes inuites en âge de procréer de l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) ont été comparées à la valeur recommandée provisoire et intérimaire de méthylmercure dans le sang total de 8 µg/L (pour les femmes enceintes, les femmes en âge de procréer et les enfants des deux

sexes), 42,5 % des femmes inuites du Nunavut dépassaient cette recommandation en 2007-2008. Même si une proportion légèrement plus faible de femmes enceintes inuites au Nunavik dépassait cette recommandation en 2011-2012 (36 %) et 2013 (37,9 %), la proportion de femmes enceintes inuites et de femmes inuites en âge de procréer au Nunavik dépassant la valeur recommandée de méthylmercure dans le sang a diminué dans l'ensemble depuis 1992.

- La proportion de femmes enceintes inuites et de femmes inuites en âge de procréer qui dépassent le niveau d'intervention relatif au plomb dans le sang total de 100 µg/L, ainsi que la recommandation de 50 µg/L de plomb dans le sang total des femmes enceintes, a diminué de façon constante au fil du temps au Nunavik. Depuis 2004, les dépassements sont pratiquement nuls.

- Une proportion plus élevée d'hommes et de femmes inuits du Nunavut dépassaient la valeur recommandée pour le méthylmercure, qui est de 20 µg/L dans le sang total (pour les femmes et les hommes adultes plus âgés), par rapport aux hommes et femmes inuits de la région désignée des Inuvialuit et du Nunatsiavut. Bien que le pourcentage de femmes inuites dépassant le niveau d'intervention relatif au plomb dans le sang de 100 µg/L était plus élevé au Nunavut, le pourcentage d'hommes inuits dépassant ce niveau d'intervention relatif au plomb dans le sang était légèrement plus élevé dans la région désignée des Inuvialuit comparativement aux hommes inuits du Nunavut ou du Nunatsiavut.

Expositions dans le nord et le sud du Canada

- Les concentrations d'oxychlordane, de BPC-153, de BPC-180, de mercure, de plomb et de sélénium étaient généralement entre deux et onze fois plus élevées chez les hommes et les femmes inuits des quatre régions inuites du nord du Canada (2007-2008 et 2004 pour le Nunavik) que chez l'ensemble de la population du sud du Canada (2007-2009). Toutefois, les concentrations de PBDE-47 étaient plus élevées chez les hommes et les femmes provenant de l'ensemble de la population du sud du Canada que chez les adultes inuits vivant dans les quatre régions inuites du nord.

- L'observation de concentrations plus élevées d'un grand nombre de POP chez les gens du nord par rapport à ceux du sud du Canada est en accord avec les résultats de certaines études de modélisation mécaniste qui ont permis de constater que les Inuits vivant dans le nord du Canada sont susceptibles d'être davantage exposés aux POP en raison de la présence de certains mammifères marins dans leur régime alimentaire.

- Si l'on examine les données concernant les femmes en âge de procréer de l'ensemble de la population canadienne (2007-2009) par pays de naissance, il semble que les femmes nées à l'étranger ont été davantage exposées à plusieurs POP que les femmes nées au Canada. La charge en contaminants dans l'organisme des femmes nées à l'étranger était souvent semblable à celle des femmes inuites en âge de procréer de la région désignée des Inuvialuit et du Nunatsiavut (2007-2008). À l'inverse, les concentrations de p,p'-DDE chez les femmes canadiennes en âge de procréer nées à l'étranger semblaient être de deux à dix fois plus élevées que celles des femmes en âge de procréer nées au Canada et des femmes inuites en âge de procréer vivant dans les quatre régions inuites du nord.

- Les résultats de l'Étude sur le développement des enfants au Nunavik portent à croire que les enfants inuits du Nunavik ont été davantage exposés au mercure et au plomb que les enfants de l'ensemble de la population canadienne pendant la période de 2000 à 2009.

5.1.2 Lacunes en matière de connaissances et orientations futures

Biosurveillance de populations précises

- Des études portant sur le Nord ont permis de constater que le fœtus en développement est sensible à certains contaminants. On a déterminé les tendances temporelles relatives aux contaminants pour les femmes enceintes inuites du Nunavik à l'aide de l'échantillonnage continu du sang maternel. Toutefois, d'autres études sont nécessaires pour confirmer les tendances relatives aux contaminants chez les femmes en âge de procréer et les femmes enceintes des trois autres régions inuites. Tout en reconnaissant que les enfants inuits vivant dans le nord du Canada semblent présenter des concentrations relativement élevées de certains contaminants par rapport aux enfants de la population canadienne générale, certains produits chimiques sont également présents à des concentrations plus élevées dans l'ensemble de la population canadienne que chez les Inuits du nord (p. ex. le PBDE-47). Il est important que les enfants et les femmes en âge de procréer soient pris en considération lors de futures études de biosurveillance dans le nord et le sud du Canada.

- Les facteurs à l'origine des diminutions observées de mercure et de sélénium chez les Inuits du Nunavik ne sont pas très bien compris, et il est également difficile de déterminer si ces facteurs pourraient être pertinents pour d'autres régions du nord. Des concentrations de mercure à la hausse et à la baisse ont été observées dans le biote du nord (Braune et al., 2005; Rigét et al., 2011), tandis que les niveaux dans les communautés nordiques présentent un déclin général. La diminution des concentrations de mercure dans le sang des personnes pourrait être liée à une baisse de la consommation d'aliments traditionnels riches en mercure (ou en mercure facilement absorbé), à une baisse des dépôts de mercure, à la bioaccumulation, à la bioamplification ou au taux de méthylation dans l'environnement arctique, à un changement dans la consommation de différents aliments traditionnels ou à une combinaison de plusieurs de ces variables.

- L'étendue de la variation des taux de mercure dans les poissons et les autres aliments traditionnels à chacun des sites, et l'importance de la consommation d'aliments traditionnels précis susceptibles de contenir des concentrations élevées de mercure, demeurent inconnues pour l'instant. L'examen continu des intérêts des collectivités du nord au cours d'études éventuelles portant sur la présence de contaminants dans les aliments traditionnels permettra de s'assurer que ces expositions particulières sont analysées dans le contexte du problème de l'exposition régionale. Aussi, cette approche permettrait de garantir que tout enjeu important lié à la santé, au régime alimentaire ou aux contaminants sera résolu dans le respect du contexte culturel et sanitaire des collectivités.

- Des études de biosurveillance portant plus spécifiquement sur les adultes plus âgés (45 ans et plus) sont justifiées, car il a été démontré que les concentrations de contaminants sont, en général, plus élevées chez les adultes inuits du nord du Canada, en particulier chez les hommes plus âgés, en raison, notamment, d'une consommation actuelle ou passée plus importante d'aliments traditionnels. Il est connu que des charges corporelles élevées de contaminants préoccupants sont parfois liées à des effets sur la santé à l'âge adulte. Les hommes et les femmes plus âgés pourraient avoir besoin d'avis ou de renseignements précis sur l'alimentation afin de faire des choix alimentaires appropriés pour leur propre santé.

- On encourage la réalisation simultanée d'études de biosurveillance chez les

personnes et les espèces sauvages, car cela permettrait aux chercheurs d'établir des liens directs entre les expositions actuelles et les charges corporelles mesurées. On s'attend à ce que les taux de POP et de métaux continuent à varier chez les êtres humains et les espèces sauvages au fil du temps.

- La contribution des sources alimentaires et non alimentaires à l'exposition aux PBDE dans le nord du Canada n'est pas bien comprise et mérite d'être étudiée plus en profondeur. La portée de l'exposition aux aliments traditionnels, comparativement à l'exposition à d'autres sources comme la poussière domestique, reste en grande partie mal définie.

- La poussière domestique peut également être une source importante d'exposition au plomb dans les maisons plus vieilles ou dans les ménages où l'on manipule des armes à feu et des munitions pour la chasse. On connaît mal la contribution de la poussière domestique en tant que source d'exposition au plomb dans les maisons plus vieilles ou dans les ménages où l'on manipule des armes à feu et des munitions pour la chasse.

Produits chimiques nouveaux et émergents

- À l'heure actuelle, on parvient difficilement à identifier et à quantifier les nouveaux produits chimiques vendus dans le commerce et susceptibles d'être transportés dans l'Arctique et de se bioaccumuler dans la faune et les peuples nordiques. Il y a présentement des lacunes sur le plan des connaissances à ce chapitre. Par exemple, une étude de modélisation mécaniste a permis d'estimer qu'un petit nombre de composés inclus dans la troisième phase du Plan de gestion des produits chimiques du Canada (voir le chapitre 4) pourraient être raisonnablement persistants dans l'environnement et n'être que très peu métabolisés par les organismes supérieurs. Ces composés contiennent presque tous des chaînes alkyles fortement fluorées.

- L'inclusion de nouveaux produits chimiques dans des études de biosurveillance du nord nécessitera probablement l'élaboration de nouvelles méthodes de laboratoire en vue d'identifier et de mesurer ces produits chimiques dans les échantillons humains. Souvent, l'élaboration de nouvelles méthodes exige beaucoup de ressources et de temps. Compte tenu des différentes exigences des comités d'approbation éthique, l'entreposage d'échantillons dans des biobanques pendant de plus longues périodes aiderait à faciliter l'élaboration de nouvelles méthodes et, au bout du compte, la mesure des tendances à long terme relatives aux nouveaux contaminants préoccupants.

Nouvelles méthodes et outils de dépistage

- Le fait de poursuivre l'élaboration d'outils novateurs (p. ex. des modèles mécanistes, des équivalents de biosurveillance) permettrait d'appuyer les autorités de santé publique pendant l'interprétation des résultats de la biosurveillance et la gestion du risque d'exposition à des contaminants. L'élaboration de ces modèles et outils de dépistage pourrait également aider à tenir compte de l'évolution des concentrations dans l'environnement ainsi que des répercussions des changements de régime alimentaire.

- Des études sur la bioaccessibilité des métaux (la fraction de métaux solubilisés par l'organisme après une exposition par voie orale) peuvent également être utilisées pour rajuster les estimations de l'exposition et étayer des stratégies d'atténuation des risques.

- La caractérisation de l'exposition dans de futures études épidémiologiques pourrait bénéficier de la modélisation mécaniste des concentrations longitudinales de contaminants chez les personnes, y compris la reconstitution des effets cumulatifs de l'exposition ainsi que de l'exposition des groupes d'âge les plus sensibles. Cela

exigerait des renseignements fiables sur la composition du régime alimentaire et la prise ou la perte de poids, en plus des paramètres généralement recueillis aux fins d'études épidémiologiques (p. ex. l'âge, le poids, la taille, les caractéristiques reproductives).

- De nouvelles méthodes devraient être mises au point et appliquées en complément de rappels alimentaires et de questionnaires sur la fréquence de consommation de certains aliments afin de déterminer des types ou des taux fiables de consommation d'aliments traditionnels pendant des études de biosurveillance humaine. Ces méthodes pourraient compter sur des traceurs chimiques et une consignation améliorée de l'apport alimentaire et de sa composition.

5.2 Conclusions pour le chapitre 3

5.2.1 Conclusion générale

- De nombreux défis sont associés à la conception, à la mise en œuvre et à l'interprétation des études qui examinent les résultats en santé liés aux contaminants dans l'Arctique. Les études menées dans le nord doivent tenir compte de l'exposition à des mélanges de contaminants complexes, de la petite taille des populations, des interactions entre les contaminants et les éléments nutritifs, des facteurs génétiques, d'autres facteurs de confusion et des priorités régionales en matière de santé. Néanmoins, des progrès importants ont été réalisés depuis le dernier Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien publié en 2009. Deux décennies de travail auprès des enfants et des adultes du Nunavik ont fourni des renseignements sur les effets à long terme de l'exposition au plomb, au mercure et aux BPC, ainsi que des données empiriques nationales et internationales soutenant la réglementation et des interventions régionales de santé publique. De même, l'Enquête sur la santé des Inuits (2007-2008) a permis d'élargir la couverture des études transversales sur les adultes au--delà du Nunavik, aux trois autres régions inuites (c.-à-d. la région désignée des Inuvialuit, le Nunatsiavut et le Nunavut). Il existe encore des lacunes dans les connaissances qui offrent des possibilités de recherche supplémentaire pour étayer et soutenir les activités de santé publique sur les problèmes de santé liés aux contaminants dans le nord du Canada.

5.2.2 Lacunes en matière de connaissances et orientations futures

Effets de la dose la plus faible et effets à long terme sur la santé

- Au cours des dernières années, des effets associés à l'exposition au méthylmercure ont été documentés chez les humains à des niveaux d'exposition plus faibles que jamais auparavant (Karagas et al., 2012). Cela pourrait être attribuable à l'utilisation de meilleurs plans d'étude, à de plus grands groupes de participants, à des méthodes plus sensibles ou à un meilleur contrôle des facteurs de confusion qui pourraient avoir une incidence sur les résultats de l'étude. À partir de la preuve disponible, il est clair que le cerveau en développement est l'organe le plus vulnérable. Compte tenu de la complexité du développement du cerveau et des difficultés à déterminer les fonctions détaillées, en particulier chez les enfants en développement, il est probable que de futures études continueront à cerner des effets associés à l'exposition à des quantités plus faibles de méthylmercure que celles jugées sécuritaires aujourd'hui. Il s'agit d'un domaine important nécessitant plus de recherches.

Interactions entre les éléments nutritifs et les contaminants

- Il y a de plus en plus d'éléments probants montrant des interactions bénéfiques entre certains éléments nutritifs et les contaminants. Par exemple, les acides gras polyinsaturés semblent protéger contre la neurotoxicité du mercure chez les enfants, tandis que le sélénium peut protéger contre les effets du mercure et des POP sur le stress oxydatif. La concentration des contaminants et la composition en éléments nutritifs de nombreux aliments traditionnels doivent être déterminées (ou mises à jour), et d'autres études sur les effets bénéfiques possibles des aliments facilement accessibles dans le nord sont justifiées. Une base de données détaillée sur la concentration des contaminants et la composition en éléments nutritifs contenant des données recueillies à l'échelle régionale aidera les professionnels de la santé publique à recommander des approches alimentaires précises pour réduire les risques associés à l'absorption de contaminants et maximiser les avantages des éléments nutritifs.

Tendances temporelles des BPC et composition des congénères

- Les résultats de l'étude sur le développement des enfants au Nunavik portent à croire que la composition des congénères de BPC qui sont présents chez les personnes vivant dans le nord du Canada peut avoir une toxicité moindre que ceux présents dans les populations du sud. Avec la mise en œuvre de la Convention de Stockholm (voir les chapitres 1 et 4), les concentrations de BPC dans l'environnement devraient être en déclin. Les effets combinés de ces deux facteurs pourraient changer les préoccupations relatives aux effets de l'exposition aux BPC sur la santé des populations inuites à l'avenir. Les études sur la santé qui examinent les expositions actuelles et futures aux BPC des peuples autochtones du nord du Canada pourraient confirmer ces hypothèses.

Effets à long terme de l'exposition au cadmium

- Des concentrations élevées de cadmium sont toujours observées chez les Inuits, dans le Nord canadien. Les taux de tabagisme demeurent élevés, en particulier chez les femmes en âge de procréer. Des efforts soutenus doivent être consacrés à des campagnes de lutte contre le tabagisme. De plus, les effets potentiels à long terme de l'exposition au cadmium sur la santé des os et des reins des peuples autochtones du nord du Canada doivent faire l'objet d'une étude.

Effets sur la santé des nouveaux contaminants

- Certains nouveaux contaminants, comme le sulfonate de perfluorooctane (SPFO) et les PBDE, sont maintenant présents dans le biote de l'Arctique et les humains. Il y a des données préliminaires indiquant que les deux groupes de produits chimiques ont des effets potentiels sur la glande thyroïde et le système endocrinien. D'autres données sur l'exposition à des contaminants environnementaux nouveaux ou moins étudiés à des niveaux d'exposition pertinents et les résultats potentiels en santé connexes pour les peuples autochtones du nord du Canada sont nécessaires pour étayer l'évaluation des risques et la prise de décisions en matière de gestion des risques.

Effets du mercure sur les adultes

- Il a été déterminé que les niveaux d'exposition au mercure de certains adultes inuits du nord du Canada atteignaient des niveaux qui, dans d'autres populations, étaient suffisamment élevés pour avoir des effets sur la vision et les fonctions motrices. Toutefois, à ce jour, on n'a pas étudié les effets potentiels du mercure sur le rendement neurologique des adultes inuits. Une étude bien conçue mettant l'accent sur les adultes présentant une forte exposition au mercure est justifiée.

Effets du sélénium

- Même si le sélénium est un élément nutritif essentiel à la santé humaine, il peut être toxique à des concentrations élevées, entraînant la sélénose. Il a été déterminé que les Inuits qui consomment des aliments provenant des mammifères marins présentent un risque d'exposition élevée au sélénium. Certains Inuits du nord du Canada présentent de fortes concentrations de sélénium dans le sang, et les niveaux de sélénium variaient aussi grandement entre les Inuits du nord (voir le chapitre 2). Dans certains cas, il a été déterminé que le sélénium est un cofacteur bénéfique pour les effets du mercure et des POP sur le risque de maladie cardiovasculaire. Toutefois, même si aucun cas de sélénose chez les Inuits n'a été signalé, on n'a pas particulièrement surveillé la sélénose chez les populations inuites du Canada. Les avantages et les risques potentiels de la consommation de sélénium à doses élevées provenant d'aliments traditionnels justifient un examen plus poussé.

- Il y a de plus en plus de preuves indiquant que certaines formes chimiques organiques de sélénium (p. ex. celles présentes dans les aliments traditionnels avec des concentrations naturellement élevées de sélénium) pourraient être moins toxiques que d'autres formes chimiques organiques ou inorganiques de sélénium (p. ex. celles que l'on retrouve dans certains suppléments alimentaires de sélénium, dans l'eau potable ou dans un milieu professionnel). D'autres études sur les formes chimiques de sélénium présentes dans l'alimentation nordique traditionnelle riche en sélénium et les effets sur la santé connexes de ces formes de sélénium constituent également des points de mire pour des recherches potentielles.

Contaminants et risque de maladies chroniques

- De nouvelles données sur le rôle du mercure et des POP dans les facteurs de risque de maladie cardiovasculaire (p. ex. le stress oxydatif, la variabilité cardiaque et la tension artérielle) provenant de trois études transversales menées au Groenland (Nielsen et al., 2012; Valera et al., 2013), au Nunavik et dans les trois régions inuites visées par l'Enquête sur la santé des Inuits ne sont pas constantes. Ces divergences peuvent être attribuables au nombre relativement restreint d'échantillons pour chaque étude. Étant donné que la conception des trois études est semblable, la combinaison de ces ensembles de données devrait être prise en considération. L'analyse des données combinées pourrait permettre d'élucider plus efficacement les effets possibles des contaminants sur la santé. De même, des études circumpolaires menées à l'extérieur du Canada ont examiné les associations entre le diabète de type 2 et l'exposition aux POP. Il est recommandé que les études canadiennes se penchent également sur cette association.

Effets des polymorphismes génétiques et épigénétiques

- On comprend de mieux en mieux le rôle des déterminants génétiques sur la métabolisation et l'accumulation des contaminants. Par exemple, des associations entre les niveaux de POP et certains polymorphismes génétiques ont été observés chez les Inuits du Groenland (Ghisari et al., 2013). Une autre étude a démontré une association entre les concentrations de POP dans le plasma et le pourcentage de méthylation globale de l'ADN chez les Inuits du Groenland (Rusiecki et al., 2008). Étant donné les antécédents génétiques uniques des peuples autochtones, l'incidence des polymorphismes génétiques qui jouent un rôle dans la toxicité et la métabolisation des substances xénobiotiques

dans l'Arctique est un domaine qui mérite d'autres recherches.

- De plus, un certain nombre d'études soutiennent l'idée que les Inuits ont des génotypes spécifiques qui ont une incidence sur le métabolisme lipidique (par exemple, Dubé et al., 2014). Les interactions gènes-régime alimentaire peuvent jouer un rôle important en modifiant les niveaux de lipides dans le plasma et les facteurs de risque liés aux maladies cardiovasculaires. Par conséquent, le rôle des déterminants génétiques devrait être pris en considération dans le cadre d'études futures visant à évaluer la vulnérabilité des Inuit aux contaminants environnementaux et la relation entre la charge corporelle de contaminants et les facteurs de risques de maladies chroniques.

Rôles de la flore intestinale

- De plus en plus de données indiquent que le régime alimentaire peut modifier la composition de la communauté de la flore intestinale (ou le microbiome) qui, à son tour, a été associée à des résultats en santé, y compris la santé des intestins, les allergies et le cancer (O'Keefe et al., 2015). Des études ont démontré que les bactéries jouent un rôle important dans la méthylation du mercure et peuvent modifier sa biodisponibilité. Toutefois, d'autres recherches sont nécessaires pour élucider la relation entre le régime alimentaire, l'exposition aux contaminants et les répercussions du microbiome parmi les Inuits. Le régime alimentaire unique des Inuits à base d'animaux marins et l'exposition à des concentrations relativement élevées de contaminants environnementaux fournissent une justification pour la recherche sur les rôles du microbiome dans leur santé, en tenant compte des changements de régime alimentaire en faveur des aliments achetés au marché qui est peut--être en train de se produire dans le nord du Canada.

5.3 Conclusions pour le chapitre 4

5.3.1 Principales constatations

Gestion des produits chimiques et communication à l'échelle nationale et régionale

- La Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) [LCPE (1999)] est la pierre angulaire des lois fédérales sur l'environnement pour l'évaluation et la gestion des produits chimiques au Canada. Le gouvernement du Canada a lancé le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) en 2006 afin de protéger la santé humaine et l'environnement en évaluant les substances préoccupantes et en prenant des mesures pour gérer les substances jugées nocives. Activités liées au PGPC sont menées en vertu de la LCPE. Le PGPC fixe comme objectif d'achever d'ici 2020 l'évaluation des 4 300 substances chimiques mentionnées pendant le processus de catégorisation de la Liste intérieure des substances (LIS) comme des priorités pour une évaluation plus approfondie.

- La biosurveillance humaine de la population générale du Canada diffère de la biosurveillance accomplie par l'entremise du Programme de lutte contre les contaminants dans le nord en ce qui concerne les produits chimiques couverts, les participants à l'étude et les produits ou plans de communication. L'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) a mesuré un vaste éventail de contaminants (y compris les POP et des métaux) dans la population canadienne âgée de 3 à 79 ans vivant dans les dix provinces, ce qui représente environ 96 % de la population du Canada. L'ECMS n'inclut pas les personnes vivant dans les trois territoires, sur les réserves et dans d'autres établissements autochtones dans les provinces ni les résidents de certaines régions éloignées. Pour combler certaines de ces lacunes, Santé Canada fournit du financement au PLCN

pour améliorer la biosurveillance du nord. À l'heure actuelle, le mandat du PLCN couvre les contaminants qui sont transportés sur de grandes distances dans l'environnement et qui persistent dans l'environnement du nord.

- L'élargissement de la biosurveillance du nord pour qu'elle englobe les produits chimiques qui sont étudiés dans le cadre d'autres programmes nationaux (p. ex., dans le sud du Canada, selon le PGPC) permettrait d'appuyer les efforts en santé publique des groupes territoriaux, régionaux et fédéraux de gestion des risques, ce qui pourrait permettre l'examen des expositions aux produits chimiques provenant de sources locales, en plus de permettre une meilleure compréhension du profil complet d'exposition aux produits chimiques des populations du nord.

- Le Conseil consultatif des intervenants a fourni un mécanisme permettant aux organisations autochtones nationales de fournir des données à l'examen des produits chimiques et aux processus de communication en vertu du PGPC. Même si les organismes régionaux et les gouvernements territoriaux du nord n'ont pas pris directement part aux PGPC par l'entremise du Conseil consultatif des intervenants, il y a eu des activités récentes auxquelles ont participé le réseau de partenaires autochtones du nord du PLCN, les chercheurs scientifiques et les autorités sanitaires régionales et territoriales; par exemple, au cours de la préparation de l'ébauche du rapport d'évaluation préalable et des documents du cadre de gestion des risques pour le sélénium et ses composés en vertu de l'Initiative des groupes de substances du PGPC. Les documents en langage clair sont des outils de communication qui servent à faciliter la mobilisation des intervenants et du public. Pour les substances chimiques définies comme ayant une importance particulière pour les populations autochtones (p. ex. sélénium), des documents d'information personnalisés peuvent être élaborés pour des organisations autochtones et leurs réseaux.

- Le PLCN est un modèle de pratique exemplaire qui soutient le renforcement des capacités et qui assure la participation des peuples autochtones du nord à la gestion de programmes, à la recherche et à la diffusion de l'information. Dès les premières années du PLCN, les partenaires autochtones et les autorités sanitaires régionales et territoriales ont décidé de communiquer les risques et les avantages.

- Les messages relatifs à la santé créés à partir de projets financés par le PLCN ont porté principalement sur la quantité et les types d'aliments traditionnels consommés, ainsi que sur les avantages de la consommation d'aliments traditionnels. Toutefois, la communication des résultats de recherche et des avis aux collectivités du nord demeure une tâche difficile en raison de la complexité de l'équilibre entre les avantages sociaux, culturels, économiques, spirituels et nutritionnels de la consommation d'aliments traditionnels et les risques potentiels pour la santé associés aux contaminants dans certains aliments traditionnels.

- La gestion des produits chimiques et les communications relatives aux contaminants suivent des processus semblables dans chacune des régions du Nord canadien, et ces activités sont guidées par la structure de gestion du PLCN. Chaque région compte un Comité régional des contaminants (CRC) dont la composition diffère d'une région à l'autre. Les CRC fournissent un lien entre le PLCN, les chercheurs du nord, les autorités sanitaires régionales et territoriales et les collectivités. Les régions inuites ont aussi des conseillers en recherche inuite (CRI) qui font partie du CRC. Les CRC sont essentiels pour aider à l'élaboration de plans de communication des résultats de recherche ou des avis sanitaires à l'intention des collectivités.

- Lorsque les études sont conçues et réalisées dans le cadre d'un partenariat entre les chercheurs et les collectivités du nord, la diffusion des résultats des travaux de recherche menés dans le nord s'avère positive. Il a été démontré que des études de recherche dans le nord qui ont mobilisé des membres de la collectivité dès le début et tout au long de l'étude ont abordé les intérêts et les préoccupations des membres de la collectivité.

Gestion des produits chimiques et communication à l'échelle internationale

- Le PLCN a fourni de l'information de recherche clé sur les contaminants dans l'Arctique en vue de la mise en place de la Convention de Stockholm, et les travaux en cours du PLCN continuent à appuyer l'examen des nouveaux POP aux fins d'inscription en vertu de la Convention de Stockholm et de mesure de son efficacité. Les études du PLCN qui comprennent des contaminants nouveaux et émergents permettront au PLCN de déterminer si la prochaine génération de produits chimiques est susceptible de devenir source de préoccupation pour la santé des habitants du nord.

- Les avis sanitaires locaux dans les régions du nord sont des mesures provisoires importantes qui visent à s'attaquer à l'exposition aux contaminants jusqu'à ce que les concentrations dans les sources que sont les aliments traditionnels diminuent pour atteindre des niveaux sécuritaires.

- Des renseignements sur le processus relatif à la Convention de Stockholm peuvent être partagés dans le cadre des activités et des communications existantes du gouvernement fédéral, ainsi que par des organisations non gouvernementales et autochtones (comme le Conseil circumpolaire inuit) qui sont des observateurs enregistrés à la Convention de Stockholm, qui participent à ce processus et qui sont également des partenaires du PLCN.

- Le PLCN joue un rôle clé dans la diffusion de l'information concernant les risques posés par les contaminants pour les peuples autochtones du nord du Canada et à l'échelle internationale. Les résultats des études du PLCN sur les contaminants dans le biote de l'Arctique pourraient entraîner la publication d'avis régionaux sur la consommation de certains aliments traditionnels et pour certaines populations précises pouvant être exposées à un plus grand risque pour la santé. La dispersion rapide des messages destinés à un groupe ou emplacement peut créer de l'anxiété et de la confusion dans d'autres endroits où les renseignements scientifiques ou l'avis ne s'appliquent pas, ou auxquels ils ne sont pas destinés. Les renseignements peuvent être mal interprétés si cette formulation est modifiée au cours de rapports subséquents par l'entremise des médias et des médias sociaux.

5.3.2 Lacunes en matière de connaissances et orientations futures

Gestion des produits chimiques et communication à l'échelle nationale et régionale

- Un processus régulier dans lequel le PLCN communique avec le Secrétariat du PLCN permettrait la création d'une voie de partage des renseignements entre le PLCN et les intervenants du nord, ce qui pourrait donner lieu à une meilleure mobilisation dans le nord et à des progrès en vue de protéger l'écosystème arctique et les peuples autochtones du nord qui dépendent de cet écosystème.

- À l'heure actuelle, il n'y a pas une seule approche de partenariat ou à plusieurs intervenants pour les communications concernant les contaminants dans le cadre

du PLCN, et le financement de la recherche est souvent déconnecté du processus de communication des risques. Des processus de communication des risques appropriés à l'échelle régionale devraient faire partie intégrante de toute recherche liée à la surveillance des contaminants dans le nord, et l'accord devrait être obtenu entre les partenaires de recherche sur les différents rôles et responsabilités.

- Des fonds de recherche sur le nord devraient être spécialement attribués à un plan de communication, et tous les intervenants en recherche devraient participer à l'élaboration de messages de communication des risques. Toutefois, les avis de santé publique devraient continuer à faire partie du rôle de responsable régional de santé publique approprié. Un groupe multilatéral intégré de communication des risques qui comprend des experts en la matière du gouvernement fédéral, des toxicologues, des chercheurs, des représentants de la collectivité, des responsables de la santé publique et des membres du personnel des régions du nord serait une bonne solution pour assurer un équilibre entre les différents points de vue.

- Il est nécessaire de mener des évaluations après la réalisation d'activités de communication des risques, afin de veiller à ce que les messages provenant des recherches sur le nord soient communiqués et reçus comme prévu.

- Les outils de communication formulés dans un langage scientifique complexe sont parfois difficiles à comprendre pour les membres de la collectivité. Parmi les outils de communication efficaces du nord, mentionnons ceux qui facilitent la compréhension des résultats de recherche et qui rendent les résultats accessibles après l'achèvement de l'étude. Ces outils peuvent inclure la création de panneaux ou de bannières visuelles affichés dans des endroits publics qui sont fréquentés par les membres de la collectivité.

- La création d'outils pouvant aider les chercheurs à élaborer leurs plans de communication, notamment grâce à la création d'exemples de communication des pratiques exemplaires qui sont disponibles sur Internet ou des médias accessibles semblables, peut constituer une autre amélioration.

Gestion des produits chimiques et communication à l'échelle internationale

- Des stratégies de communication qui sollicitent une entente entre les partenaires de recherche internationaux, y compris les organisations autochtones, pour l'utilisation du langage dans les avis locaux ou régionaux et à l'échelle internationale pourraient aider à éviter que des renseignements contradictoires soient fournis par un éventail de modes de communication, y compris les médias internationaux et Internet.

- Une communication continue est nécessaire à l'échelle locale pour renforcer la validité des messages destinés à un public précis et éviter la confusion avec des sources d'information non locales qui ne sont peut--être pas valides pour la région ou la collectivité à laquelle les renseignements étaient destinés.

Références bibliographiques – chapitre 5

Braune, B.M., Outridge, P.M., Fisk, A.T., Muir, D.C.G., Helm, P.A., Hobbs, K., et al. (2005). Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Science of the Total Environment*, 351-352, 4-56.

Dubé, J.B., Wang, J., Cao, H., McIntyre, A.D., Johansen, C.T., Hopkins, S.E., et al. (2015). Common low-density lipoprotein receptor p.G116S variant has a large effect on plasma low-density lipoprotein cholesterol in circumpolar Inuit populations. *Circulation: Cardiovascular Genetics*, *8*(1), 100-105.

Ghisari, M., Long, M. et Bonefeld-Jørgensen, E.C. (2013). Genetic polymorphisms in CYP1A1, CYP1B1 and COMT genes in Greenlandic Inuit and Europeans. *International Journal of Circumpolar Health*, 72:21113.

Karagas, M.R., Choi, A.L., Oken, E., Horvat, M., Schoeny, R., Kamai, E., et al. (2012). Evidence on the human health effects of low-level methylmercury exposure. *Environmental Health Perspectives*, *120*(6), 799806.

Nielsen, A.B., Davidsen, M. et Bjerregaard, P. (2012). The association between blood pressure and whole blood methylmercury in a cross-sectional study among Inuit in Greenland. *Environmental Health*, 11:44.

O'Keefe, S.J.D., Li, J.V., Lahti, L., Ou, J., Carbonero, F., Mohammed, K., et al. (2015). Fat, fibre and cancer risk in African Americans and rural Africans. *Nature Communications*, *6*.

Rigét, F., Braune, B., Bignert, A., Wilson, S., Aars, J., Born, E., et al. (2011). Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update. *Science of the Total Environment*, *409*(18), 3520-3526.

Rusiecki, J.A., Baccarelli, A., Bollati, V., Tarantini, L., Moore, L.E., et Bonefeld-Jorgensen, E.C. (2008). Global DNA hypomethylation is associated with high serum-persistent organic pollutants in Greenlandic Inuit. *Environmental Health Perspectives*, *116*(11), 1547-1552.

Valera, B., Jørgensen, M.E., Jeppesen, C. et Bjerregaard, P. (2013). Exposure to persistent organic pollutants and risk of hypertension among Inuit from Greenland. *Environmental Research*, *122*, 65-73.